Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Renard véloce
Vulpes velox

au Canada

MENACÉE
2009

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2009. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le renard véloce (*Vulpes velox*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 53 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le renard véloce *(Vulpes velox)* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 49 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

CARBYN, L.N. 1998. Rapport du COSEPAC sur la situation du renard véloce (*Vulpes velox*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-49.

Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources. 1978. COSEWIC status report on the Swift Fox (*Vulpes velox*) in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 7 p.

Note de production :
Le COSEPAC souhaite remercier Jay V. Gedir pour la rédaction du rapport de situation sur le renard véloce (*Vulpes velox*) au Canada en vertu d'un contrat avec Environnement Canada. Le présent rapport a été supervisé et révisé par Justina C. Ray (Ph.D.), coprésidente du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Swift Fox *Vulpes velox* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Renard véloce — Photo © Gordon Court 2009.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2010.
N° de catalogue CW69-14/108-2010F-PDF
ISBN 978-1-100-93967-4

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – Novembre 2009

Nom commun
Renard véloce

Nom scientifique
Vulpes velox

Statut
Menacée

Justification de la désignation
L'espèce est disparue du Canada dans les années 1930. À la suite de programmes de réintroduction en Alberta et en Saskatchewan, lancés en 1983, des populations ont été réétablies dans ces régions et dans le nord du Montana. Les effectifs et la répartition de la population ont augmenté depuis, l'estimation actuelle au Canada se chiffrant maintenant à 647 individus, soit le double de ce que la population était lors de la dernière évaluation du COSEPAC en 2000. La connectivité des populations s'est aussi améliorée durant cette période, particulièrement dans le nord du Montana. Depuis 2001, les effectifs et la répartition de la population sont demeurés stables, et l'habitat de cette espèce au Canada semble être saturé. L'amélioration de la situation globale de la population est en majeure partie attribuable à la tendance à la hausse des effectifs et de la répartition des populations au Montana, tendance qui se poursuit actuellement. Au Canada, la détérioration de l'habitat ainsi que la menace de maladie (tel qu'observé chez d'autres canidés) pourraient menacer la poursuite du rétablissement de l'espèce.

Répartition
Alberta, Saskatchewan

Historique du statut
Espèce observée pour la dernière fois en Saskatchewan en 1928. Espèce désignée « disparue du pays » en avril 1978. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en avril 1998 grâce à des réintroductions fructueuses. Réexamen et confirmation du statut en mai 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2009.

COSEPAC
Résumé

Renard véloce
Vulpes velox

Information sur l'espèce

Le renard véloce (*Vulpes velox*), qui présente une hauteur d'épaule de 30 à 32 cm et une masse corporelle de 1,6 à 3 kg, est le plus petit canidé d'Amérique du Nord. Les mâles sont légèrement plus gros que les femelles. En hiver, le renard véloce possède un pelage long et dense dont les parties supérieures sont généralement gris chamois foncé, tandis que les côtés, les pattes et le dessous de la queue sont roux orangé et que le ventre est chamois ou blanc pur. En été, le pelage est plus court et plus roux. L'espèce se reconnaît également au bout noir de sa queue et aux taches noires qui ornent chaque côté de son museau.

Répartition

L'aire de répartition historique du renard véloce s'étend du centre de l'Alberta au centre du Texas, et du Dakota du Nord au centre du Colorado. Au Canada, à l'origine, on trouvait ce renard depuis les collines Pembina du Manitoba jusqu'aux contreforts des Rocheuses en Alberta, en passant par le sud de la Saskatchewan. Comme il a disparu du Canada dans les années 1930, sa présence actuelle dans les Prairies résulte d'un programme de réintroduction lancé en 1983. On trouve actuellement la plupart des renards véloces dans la partie la plus méridionale des Prairies, près de la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan, dans le parc national du Canada des Prairies et ses environs. Le parc est situé dans le centre-sud de la Saskatchewan.

Habitat

Les renards véloces occupent généralement des prairies à graminées courtes ou mixtes, sur un terrain plat ou des pentes doucement vallonnées. Ils choisissent habituellement des zones à végétation rase et clairsemée et comportant peu d'accidents de terrain comme des canyons, des pentes raides et des coulées. La qualité de leur habitat est liée à la disponibilité des proies (particulièrement des mammifères fouisseurs) et à l'abondance des prédateurs. Ils préfèrent des zones relativement sèches, et ils évitent les terres cultivées, les milieux fragmentés et les régions présentant d'importantes variations d'altitude. L'aire de répartition des renards véloces comprend certains des paysages les plus modifiés en Amérique du Nord, et la

conversion des prairies indigènes en terres cultivées est considérée comme la principale cause de contraction de l'aire de répartition historique de l'espèce. Les estimations actuelles indiquent qu'il ne reste que de 25 à 30 % de l'habitat des prairies d'origine au Canada, et qu'au moins 70 % de la prairie indigène du pays a été convertie en terres agricoles. Le développement énergétique et les réseaux routiers qui y sont associés constituent actuellement le facteur principal de changement d'affectation des terres.

Biologie

Les renards véloces sont des prédateurs opportunistes qui se nourrissent de petits mammifères, d'oiseaux, d'insectes, de végétaux et de charogne, ainsi que d'œufs d'oiseaux. Leur régime alimentaire témoigne de la diversité et de l'abondance des espèces proies locales, et il varie grandement selon les saisons. Les renards véloces peuvent creuser leurs propres terriers ou modifier ceux d'autres espèces. Ils constituent l'une des espèces de canidés les plus dépendantes de leurs terriers. En effet, ils utilisent leurs terriers tout au long de l'année pour se protéger des prédateurs, des conditions météorologiques extrêmes et de la déshydratation ainsi que pour se reposer et élever leurs petits. Au Canada, la période de reproduction des renards véloces commence à la mi-février et, après une gestation de 51 jours, les femelles donnent naissance à des portées de 2 à 6 petits. Ceux-ci quittent leur terrier de 9,5 à 18 mois après la mise bas et se dispersent généralement à moins de 15 km de leur lieu de naissance. Les renards véloces qui survivent à leur première année vivent habituellement de 3 à 7 ans. Ce sont des animaux territoriaux et la taille moyenne de leur domaine vital est de 32 km^2. Cette superficie est plus grande que ce qu'on trouve au cœur de l'aire de répartition des renards véloces, ce qui témoigne du caractère marginal de l'habitat de ces animaux en périphérie de leur aire de répartition. Le coyote (*Canis latrans)* est le principal prédateur du renard véloce, suivi de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) et du blaireau d'Amérique (*Taxidea taxus)*.

Taille et tendances des populations

Les plus récentes estimations des populations indiquent qu'il y a environ 647 renards véloces au Canada, répartis entre la population de la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan (population frontalière) (513 individus) et la population du parc national du Canada des Prairies (population du PNCP) (134 individus). Avec le temps, les populations de ces deux sites de réintroduction ont formé une métapopulation, avec celle du nord du Montana, à l'intérieur de laquelle il existe des preuves de dispersion à grande distance. De façon générale, les populations de renards véloces au Canada ont connu une hausse de 130 % entre 1996 et 2006, mais les estimations sont trop précises faute d'intervalles de confiance associés aux données. La densité des populations de renards véloces au Canada (population frontalière et population du PNCP seulement) est d'environ 5,5 renards par 100 km^2, et le rapport des sexes est de 52 mâles pour 48 femelles.

Menaces et facteurs limitatifs

Le principal facteur naturel bien documenté limitant l'abondance et la répartition des renards véloces au Canada est la prédation par les coyotes et les aigles royaux. Les activités de développement qui entraînent la perte, la dégradation et la perturbation de l'habitat dans l'aire de répartition du renard véloce sont de plus en plus préoccupantes. Jusqu'ici, rien ne permet d'établir que la maladie ait fait périr beaucoup de renards véloces, mais c'est une possibilité, en raison de la séroprévalence élevée de plusieurs maladies, de la petite taille des populations, de la proximité de celles-ci et de l'incidence bien documentée de maladies ayant soudainement décimé d'autres populations de canidés en voie de disparition. La compétition avec les coyotes et les renards roux (*Vulpes vulpes*) constitue un autre facteur limitatif potentiel. Les autres menaces pour les renards véloces au Canada sont l'empoisonnement, le piégeage et les collisions avec les véhicules.

Importance de l'espèce

Capables de courir à des vitesses de plus de 60 km/h, les renards véloces font partie des animaux les plus rapides en Amérique du Nord. Comme ce sont des mésoprédateurs, ils sont importants pour la biodiversité des Prairies. Ils jouent également un rôle vital dans la spiritualité de certaines cultures des Première nations du Canada.

Protection actuelle

À l'échelle internationale, le renard véloce entre dans la catégorie « préoccupation mineure » de la *Liste rouge des espèces menacées* de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). En mai 2000, le COSEPAC l'a désigné comme espèce en voie de disparition. Le renard véloce figure actuellement à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). À l'échelle provinciale, ce renard est considéré en voie de disparition aux termes de la *Wildlife Act* de l'Alberta et de la *Wildlife Habitat Protection Act* de la Saskatchewan. Environ 45 % des captures de renards véloces, au cours du recensement de 2005 et 2006, ont été réalisées à l'intérieur du domaine vital de l'espèce, sur des terres fédérales comportant divers niveaux de protection.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2009)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'une autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada
Service canadien de la faune
Environment Canada
Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Renard véloce
Vulpes velox

au Canada

2009

TABLE DES MATIÈRES

INFORMATION SUR L'ESPÈCE 4
Nom et classification 4
Description morphologique 5
Description génétique 6
Unités désignables 6
RÉPARTITION 6
Aire de répartition mondiale 6
Aire de répartition canadienne 8
Réintroduction 11
HABITAT 14
Besoins en matière d'habitat 14
Tendances en matière d'habitat 15
Protection et propriété 17
BIOLOGIE 18
Dynamique des populations 18
Vie dans les terriers 19
Régime alimentaire et comportement de recherche de nourriture 20
Physiologie 21
Déplacements et dispersion 21
Relations interspécifiques 22
Adaptabilité 22
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 23
Activités de recherche 23
Abondance 24
Fluctuations et tendances 24
Immigration de source externe 26
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 27
Prédation 28
Modification et perturbation de l'habitat 28
Maladies 29
Empoisonnement 30
Collisions avec des véhicules 32
Compétition interspécifique 32
Piégeage 33
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE 33
PROTECTION ACTUELLE ET AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT 34
RÉSUMÉ TECHNIQUE 36
REMERCIEMENTS 39
SOURCES D'INFORMATION 39
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT 53

Liste des figures

Figure 1. Renard véloce adulte 5
Figure 2. Aire de répartition actuelle et aire de répartition historique du renard véloce en Amérique du Nord. 7
Figure 3. Carte de la répartition actuelle du renard véloce au Canada et dans le nord du Montana produite au moyen de l'ensemble des emplacements confirmés de l'espèce 9
Figure 4. Carte indiquant l'emplacement des pièges, le nombre de renards véloces capturés et les observations fortuites dans la population frontalière au cours du recensement de 2005–2006 10
Figure 5. Carte indiquant l'emplacement des pièges, le nombre de renards véloces capturés et les observations fortuites dans la population du PNCP au cours du recensement de 2005–2006 10
Figure 6. Emplacement des sites de réintroduction de renards véloces de la population frontalière (en haut) et de la population du PNCP (en bas) 12
Figure 7. Comparaison des cantons où des renards véloces ont été capturés en 2000-2001 et en 2005-2006 27

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom et classification

Nom scientifique : *Vulpes velox* (Say, 1823)

Nom français : Renard véloce

Nom anglais : Swift fox

Noms autochtones : Senopah (Pieds-Noirs), Sinopaa (Tribu des Blood)

Classification : Classe – Mammifères

Ordre – Carnivores

Famille – *Canidae*

Genre – *Vulpes*

Espèce – *Vulpes velox*

Décrit pour la première fois par Say (1823) comme *Canis velox* (Thwaites, 1905), le renard véloce a été classé dans le genre *Vulpes* par Audubon et Bachman (1851). Les renards véloces et les renards nains (*V. macrotis*) ont une apparence similaire, et Hall (1981) et Dragoo *et al.* (1990) ont conclu que ces espèces étaient conspécifiques en se basant sur les similarités morphométriques et l'électrophorèse des protéines. Cependant, Mercure *et al.* (1993) ont montré, par des analyses de l'ADN mitochondrial, que la divergence de séquence entre les deux espèces était semblable à celle qu'on trouve chez d'autres canidés morphologiquement distincts – une conclusion appuyée par d'autres analyses morphométriques (Stromberg et Boyce, 1986). Mis à part une zone étroite de l'est du Nouveau-Mexique et de l'ouest du Texas où les aires de répartition de l'espèce se rencontrent (Rohwer et Kilgore, 1973), la barrière topographique des Rocheuses sépare les populations de renards nains et de renards véloces. Bien que des hybridations aient eu lieu entre les deux espèces dans cette zone limitée, Thornton et Creel (1975) ont conclu que la viabilité des individus hybrides était moindre. Merriam (1902) a établi les désignations de sous-espèce *V. velox hebes* (renard véloce du nord; Canada et nord des États-Unis) et *V. velox velox* (renard véloce du sud; aire de répartition du sud des États-Unis). Cependant, malgré les différences morphologiques associées à la géographie qu'on observe chez l'espèce, ces désignations ne sont probablement pas valables (Stromberg et Boyce, 1986).

Description morphologique

Le renard véloce est le plus petit canidé d'Amérique du Nord : il ne mesure que de 70 à 88 cm de long (queue comprise), il a une hauteur d'épaule de 30 à 32 cm, et sa masse corporelle est de 1,6 à 3,0 kg (Kilgore, 1969; Thornton et Creel, 1975; Egoscue, 1979; Harrison, 2003) (figure 1). En moyenne, les mâles sont 8 % plus gros que les femelles (Egoscue, 1979). En hiver, le renard véloce possède un pelage long et dense dont les parties supérieures sont généralement gris chamois foncé, tandis que les côtés, les pattes et le dessous de la queue sont roux orangé et que le ventre est chamois ou blanc pur. En été, le pelage est plus court et plus roux (Nowak, 1999). L'espèce se reconnaît également au bout noir de sa queue et aux taches noires qui ornent chaque côté de son museau. Elle ne présente aucun dimorphisme sexuel sur le plan de la couleur (Chambers, 1978). Contrairement aux renards roux (*Vulpes vulpes*) et aux renards arctiques (*V. lagopus*), les renards véloces du Canada ne connaissent pas différentes phases de couleurs (Underwood et Mosher, 1982; Cypher, 2003).

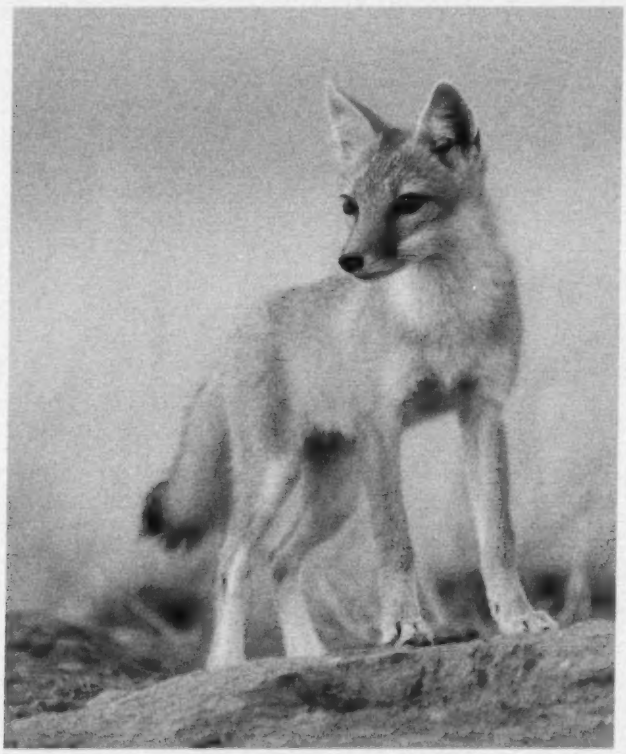


Figure 1. Renard véloce adulte (Photo © Gordon Court, 2009).

Description génétique

Veuillez consulter la section **Nom et classification** pour obtenir l'information, notamment en matière de génétique, permettant de distinguer les renards véloces des renards nains. Des données génétiques approfondies indiquent que, mis à part le renard nain, le plus proche parent du renard véloce serait le renard arctique (voir par exemple Wayne et O'Brien, 1987; Geffen *et al.*, 1992; Mercure *et al.*, 1993; Bininda-Emonds *et al.*, 1999; Zrzavỳ et Řičánková, 2004; Bardeleben *et al.*, 2005).

Unités désignables

Aucune distinction entre les populations de l'espèce ne justifie la création d'unités désignables distinctes. Par conséquent, le présent rapport s'appuie sur une unité désignable unique, *Vulpes velox*.

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Dans le passé, les renards véloces occupaient les prairies à graminées courtes ou mixtes qui s'étendent du centre de l'Alberta au centre du Texas et du Dakota du Nord au centre du Colorado (Allardyce et Sovada, 2003; figure 2) – une superficie approximative de 1,6 million de km^2 (Scott-Brown *et al.*, 1987). Les plus importantes réductions de l'aire de répartition des renards véloces se sont produites du début des années 1800 au milieu des années 1900; aux États-Unis, on estime que l'aire de répartition actuelle ne représente que 40 % de l'aire de répartition historique de l'espèce (Kahn *et al.*, 1997).

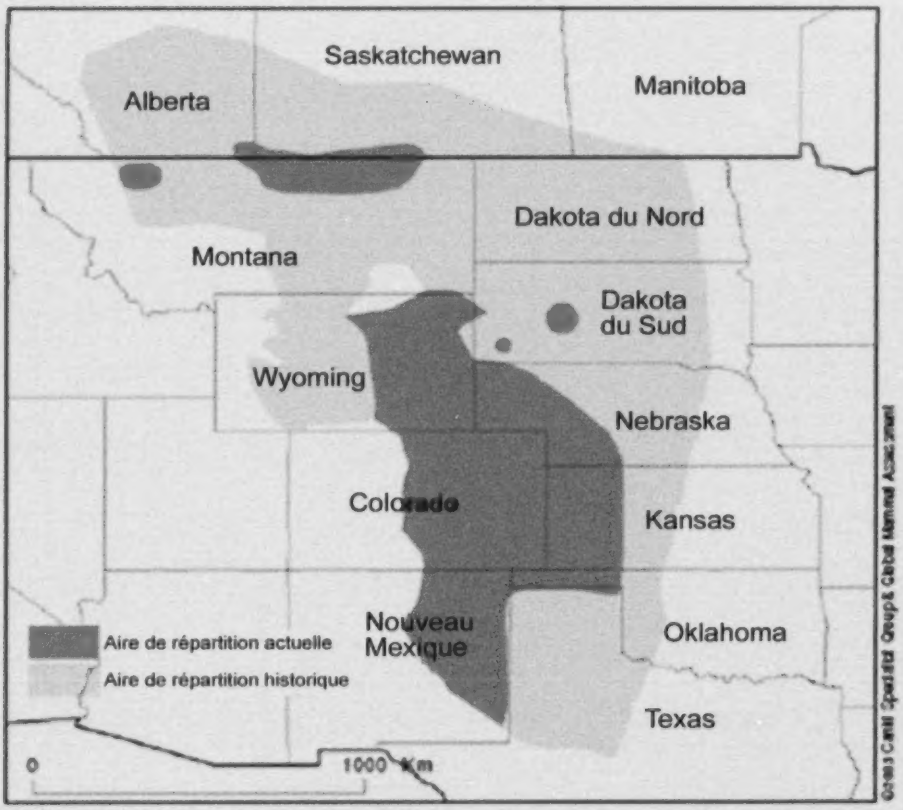


Figure 2. Aire de répartition actuelle et aire de répartition historique du renard véloce en Amérique du Nord (© Canid Specialist Group et Global Mammal Assessment, 2003).

À la suite de la disparition des renards véloces au Canada, à la fin des années 1930, des programmes de réintroduction de l'espèce ont été lancés en 1983 (Carbyn, 1998). Il existe actuellement deux populations autosuffisantes de renards véloces au Montana, dont l'une est contigüe aux populations canadiennes. Cette population résulte de la réintroduction de l'espèce au Canada (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). L'autre population est présente dans l'ouest de la réserve des Pieds-Noirs (Ausband et Foresman, 2007). Cette population réintroduite prend rapidement de l'expansion, grâce à une dispersion naturelle dans l'habitat vacant à plus de 100 km du site de réintroduction d'origine (Giddings, 2006).

Aire de répartition canadienne

Les renards véloces ont déjà été très nombreux au Canada. Entre 1853 et 1877, 117 025 individus ont été achetés par la Compagnie de la Baie d'Hudson (Rand, 1948), bien que la traite ait diminué à une moyenne annuelle de seulement 508 fourrures entre 1922 et 1925 (Carlington, 1980). Avant 1900, l'aire de répartition des renards véloces au Canada correspondait approximativement à l'écorégion de prairie mixte du sud de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Manitoba (Merriam, 1902; Seton, 1909; Rand, 1948; Soper, 1964; Carbyn, 1998) et s'étendait des collines Pembina, au Manitoba, aux contreforts des Rocheuses, en Alberta (Soper, 1964; Carlington, 1980). À l'origine, la limite nord de l'aire de répartition de l'espèce au Canada était le 53^{e} parallèle, en Alberta (Soper, 1964). La dernière capture d'un spécimen de renard véloce au Canada avant la réintroduction de l'espèce a eu lieu en 1928, près de Govenlock (Saskatchewan), à 14 km à l'est de la frontière de l'Alberta et à 28 km au nord de la frontière des États-Unis (Carbyn, 1998). La dernière observation confirmée d'un renard véloce au Canada avant la réintroduction de l'espèce a eu lieu en 1938, près de Manyberries, en Alberta (Soper, 1964). L'espèce a été désignée comme disparue du pays par le COSEPAC en 1978 (Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources, 1978). De 1983 à 1997, 805 renards véloces ont été relâchés dans le sud de l'Alberta et de la Saskatchewan. En 2004, 15 individus ont été réintroduits dans les terres de la Tribu des Blood, dans le sud-ouest de l'Alberta (voir la section **Réintroduction**).

Pour surveiller le rétablissement de l'espèce dans le sud-est de l'Alberta et le sud-ouest de la Saskatchewan, des recensements des populations ont été réalisés tous les cinq ans depuis 1996 au moyen de captures et de relevés visuels. Il y a deux populations dans cette région (figure 3), mais les distinctions entre celles-ci sont de plus en plus floues en raison de l'augmentation de la connectivité entre elles (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006; Ausband et Moehrenschlager, 2009). L'une des populations est présente à la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan (ci-après nommée « population frontalière »; figure 4). L'autre occupe la région du parc national du Canada des Prairies (ci-après nommée « population du PNCP »; figure 5). Ces populations sont faiblement reliées par leur habitat contigu qui s'étend jusque dans le nord du Montana. Selon Ausband et Moehrenschlager (2009), il y a lieu de considérer ces populations (y compris celle du nord du Montana) comme une seule et même métapopulation, en raison des preuves de dispersion de renards véloces sur de longues distances dans ces régions.

Les trois recensements réalisés depuis 1996 ont été faits selon une méthodologie normalisée, tout en intégrant des activités d'échantillonnage chaque fois plus poussées afin d'évaluer l'expansion de l'aire de répartition. Cette méthodologie a permis d'évaluer les tendances en matière de répartition, d'effectif et de proportion d'individus nés dans la nature au sein des populations de renards véloces des deux côtés de la frontière depuis les réintroductions. De façon générale, l'aire de répartition connue du renard véloce dans la région contigüe Alberta-Saskatchewan-Montana a considérablement augmenté au Canada, parce qu'on a intensifié les relevés, mais aussi parce qu'il y a une plus grande occurrence des renards véloces dans les régions examinées. L'expansion de la population, depuis 2001, s'est surtout produite du côté du Montana (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

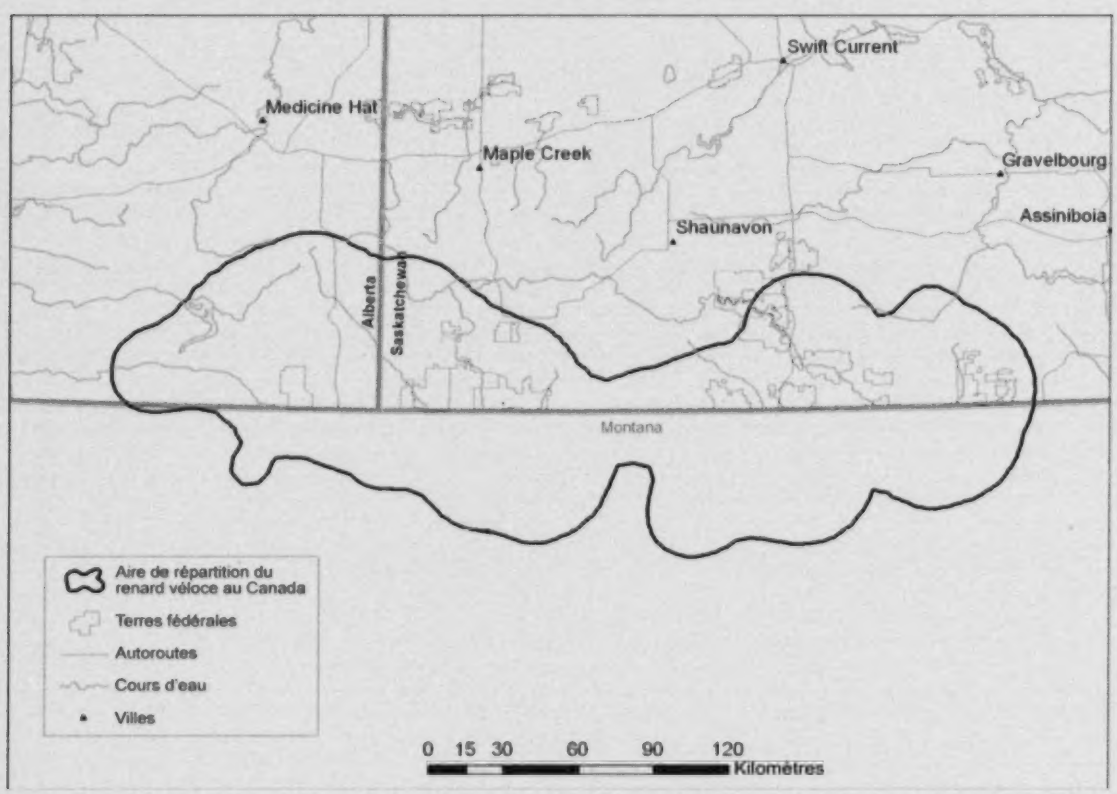


Figure 3. Carte de la répartition actuelle du renard véloce au Canada et dans le nord du Montana produite au moyen de l'ensemble des emplacements confirmés de l'espèce (observateur fiable, animaux tués sur les routes, captures ou caméra télécommandée) consignés depuis le début des années 1990, exception faite de 9 points qui ont été jugés comme issus de valeurs aberrantes. La limite illustrée a été établie au moyen d'un estimateur par noyau à 99 % (carte produite par Parcs Canada).

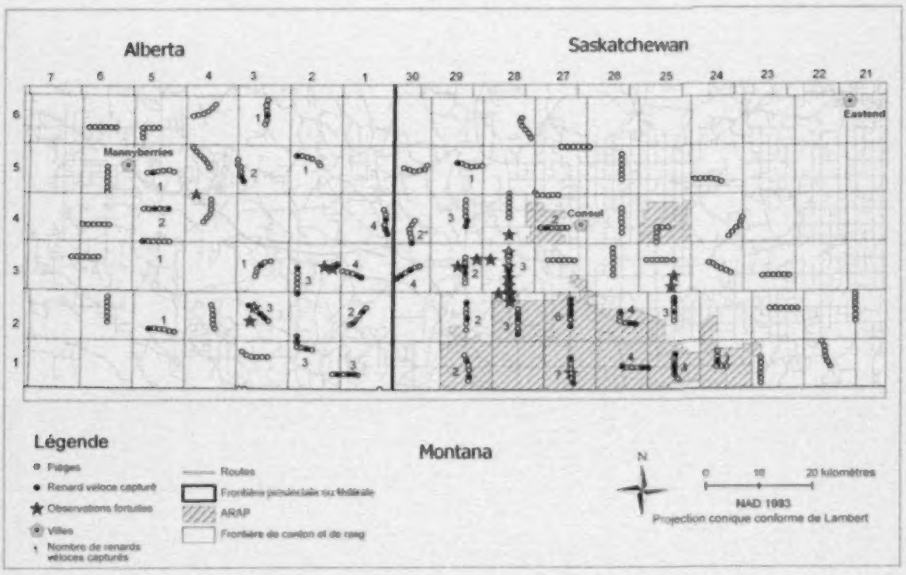


Figure 4. Carte indiquant l'emplacement des pièges, le nombre de renards véloces capturés et les observations fortuites dans la population frontalière au cours du recensement de 2005–2006 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

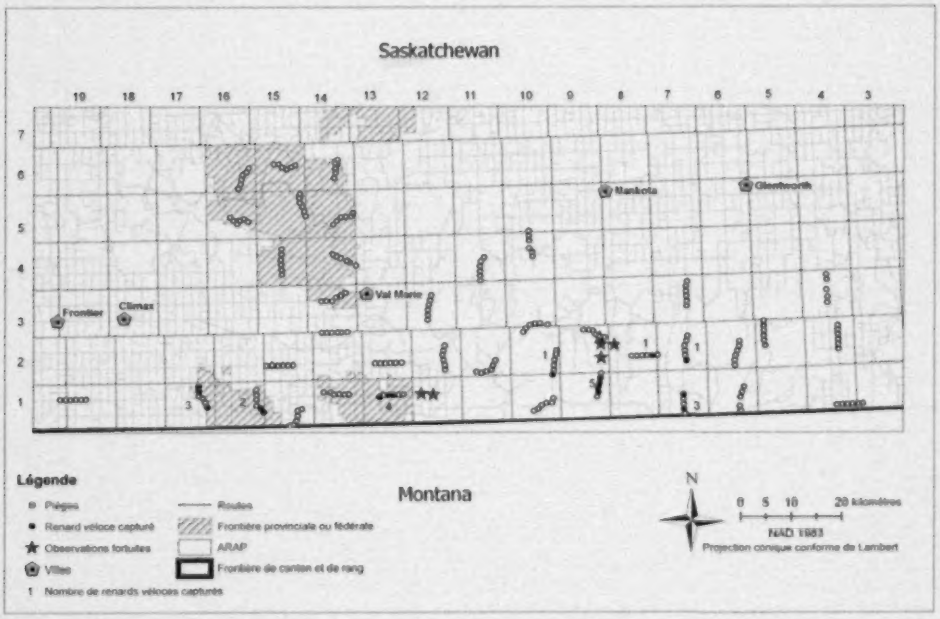


Figure 5. Carte indiquant l'emplacement des pièges, le nombre de renards véloces capturés et les observations fortuites dans la population du PNCP au cours du recensement de 2005–2006 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

À la suite de la réintroduction de l'espèce, des observations ont été faites au-delà du cœur de l'aire de répartition du renard véloce, à Suffield, en Alberta, et au nord de Swift Current, en Saskatchewan. Carbyn (1998) fait mention d'une observation qui a eu lieu en 1997, près de Glenboro, dans le centre-sud du Manitoba, au cours de laquelle un renard véloce a été photographié dans un terrier situé dans un milieu atypique, en bordure d'une terre agricole. Cet endroit était à environ 600 km du site d'occurrence connu le plus proche au Canada pour cette espèce (le bloc est du PNCP) et à au moins 300 km du lieu d'observation le plus proche aux États-Unis (comté de Morton ou de Cass, dans le Dakota du Nord).

L'estimation actuelle de la superficie de la zone d'occurrence du renard véloce au Canada (basée sur un polygone convexe minimal englobant la totalité de l'aire de répartition canadienne de l'espèce [UICN Standards and Petitions Working Group, 2008]) est de 21 544 km^2. Cette superficie représente environ 2 % de la zone d'occurrence mondiale (ASFRT, 2007). La connectivité s'est améliorée : les renards capturés n'étaient pas séparés de plus d'un canton en 2005–2006, comparativement à trois cantons en 2000–2001 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). Il y a également un accroissement du nombre de preuves de dispersion entre les populations (Ausband et Moehrenschlager, 2009).

Entre 2000–2001 et 2005–2006, l'estimation de la zone d'occupation (zone occupée à l'intérieur de la zone d'occurrence) des renards véloces au Canada a augmenté de 7 %, passant de 5 901 km^2 à 6 343 km^2 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006; voir ASFRT, 2007). Cette mesure de la zone d'occupation équivaut à un indice de zone d'occupation (UICN Standards and Petitions Working Group, 2008). Bien qu'elle ne soit pas basée sur l'utilisation d'une grille de 2 x 2 km^2, l'approche basée sur les cantons utilisée par Moehrenschlager et Moehrenschlager (2006) permet d'obtenir un indice de zone d'occupation qui devrait être très semblable à la valeur obtenue au moyen d'une grille de 2 x 2 km^2. Cette valeur serait difficile à calculer, puisque tous les cantons ne font pas l'objet d'un relevé et que l'information en matière de milieux occupés et non occupés est limitée.

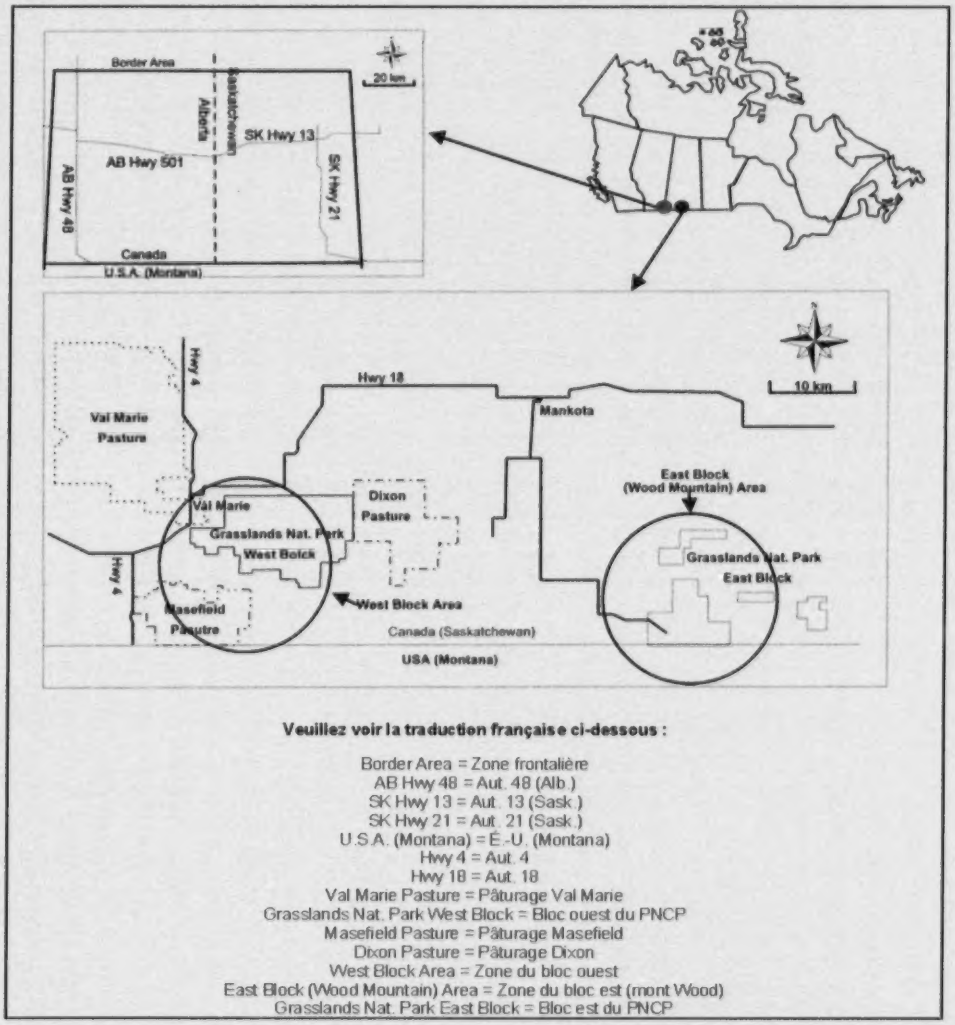
Réintroduction

Canada

Les renards véloces sont vulnérables au piégeage; c'est pourquoi il est très peu probable que personne ne les ait détectés au cours des 45 années qui se sont écoulées entre la dernière observation confirmée, en 1938, et les premières réintroductions, en 1983. La présence des populations actuelles au Canada est donc entièrement attribuable aux réintroductions. Environ 90 % des renards véloces relâchés dans la région de la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan et dans la région du PNCP et du mont Wood sont issus de la captivité (Carbyn, 1998). Ils ont été fournis par le Cochrane Ecological Institute (antérieurement la Wildlife Reserve of Western Canada) du centre-ouest de l'Alberta, qui a lancé un programme de reproduction du renard véloce en 1971. Les autres établissements participants sont : le zoo de Calgary

(Alberta; de 1983 à 1994), le Moose Jaw Wild Animal Park (Saskatchewan; de 1984 à 1995), et le Valley Zoo d'Edmonton (Alberta; de 1989 à 1997) (Carbyn, 1998). De 1973 à 1986, 151 renards véloces ont été importés des États-Unis, pour être relâchés ou pour être élevés en captivité. Parmi ceux-ci, 99 provenaient du Wyoming, 40 du Colorado et 12 du Dakota du Sud (Carbyn, 1998).

De 1983 à 1996, 479 renards véloces ont été relâchés dans la région de la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan, tandis que 420 individus ont été relâchés dans les régions du PNCP et du mont Wood entre 1990 et 1997 (population du PNCP; figure 6; voir Carbyn, 1998).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Border Area = Zone frontalière
AB Hwy 48 = Aut. 48 (Alb.)
SK Hwy 13 = Aut. 13 (Sask.)
SK Hwy 21 = Aut. 21 (Sask.)
U.S.A. (Montana) = É.-U. (Montana)
Hwy 4 = Aut. 4
Hwy 18 = Aut. 18
Val Marie Pasture = Pâturage Val Marie
Grasslands Nat. Park West Block = Bloc ouest du PNCP
Masefield Pasture = Pâturage Masefield
Dixon Pasture = Pâturage Dixon
West Block Area = Zone du bloc ouest
East Block (Wood Mountain) Area = Zone du bloc est (mont Wood)
Grasslands Nat. Park East Block = Bloc est du PNCP

Figure 6. Emplacement des sites de réintroduction de renards véloces de la population frontalière (en haut) et de la population du PNCP (en bas) (Smeeton et Weagle, 2000). Les pâturages communautaires de l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP) ont été désignés par erreur comme « pâturages », et « Aut. 48 (Alb.) » dans la carte du coin supérieur gauche devrait être « Aut. 41 (Alb.) ».

Les dernières réintroductions au sein de la population frontalière et de la population du PNCP ont eu lieu en 1996 et 1997, respectivement. Pendant plus de 10 ans, les deux populations se sont maintenues, sans aucune autre réintroduction. En 1996–1997, 81,3 % des renards véloces capturés étaient nés dans la nature (Cotterill, 1997b), et ce pourcentage a grimpé à 98,6 % en 2000–2001 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001). En 2005–2006, tous les renards véloces capturés étaient des individus nés dans la nature (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

En 1989, on a tenté de réintroduire l'espèce dans la région de la crête de la rivière Milk, dans le centre-sud de l'Alberta, en y relâchant 61 individus (Brechtel *et al.*, 1993). Ce programme a pris fin après seulement un an, en raison de l'abondance des prédateurs dans la région et de la mise en place de programmes intensifs de lutte contre les prédateurs et contre la rage (Brechtel *et al.*, 1993). Depuis ce temps, il n'y a eu aucune preuve convaincante de la présence de renards véloces dans la région, ni de l'existence de reproducteurs qui pourraient contribuer à la croissance d'une population existante ou d'une métapopulation (A. Moehrenschlager, 2009.).

En 2004, 15 renards véloces ont été relâchés sur les terres de la Tribu des Blood, dans le sud-ouest de l'Alberta, dans une zone de 1 424 km^2 caractérisée par des prairies de fétuque et des contreforts (Smeeton, 2006). Cette zone, située à l'ouest de l'aire de répartition actuelle des renards véloces, était à une distance favorable pour la dispersion à partir des terres des Pieds-Noirs, au Montana, où les réintroductions réalisées entre 1998 et 2002 avaient permis d'établir une petite population (Ausband, 2005). Un rapport verbal présenté à l'équipe de rétablissement du renard véloce par le personnel de la Tribu des Blood en 2005 (J. Nicholson, 2009) indiquait que des 5 individus munis de colliers émetteurs issus de la réintroduction, 3 avaient disparu, 1 avait perdu son collier et 1 avait été trouvé mort. Il n'y a pas eu d'autre suivi documenté. On discute actuellement de la possibilité de réaliser de nouvelles réintroductions dans cette zone, dans le cadre du programme national de rétablissement des renards véloces (ASFRT, 2007).

<u>États-Unis</u>

Les renards véloces ont disparu du Montana vers le milieu des années 1950 (Hoffman *et al.*, 1969). Le programme canadien de réintroduction en Alberta et en Saskatchewan a permis d'établir au moins deux populations apparemment autosuffisantes le long de la frontière canadienne et au Montana (voir la section **Aire de répartition mondiale**; Zimmerman, 1998). Ailleurs dans l'aire de répartition du renard véloce aux États-Unis, des réintroductions ont été réalisées avec succès dans le Dakota du Sud (Grassel, 2007; Dowd Stukel, 2008; Licht et Schroeder, 2008; Odell, 2008) et dans d'autres régions du Montana (Ausband et Foresman, 2007; Kunkel *et al.*, 2008).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Les renards véloces préfèrent les milieux de prairies à graminées courtes ou mixtes, sur un terrain plat ou des pentes doucement vallonnées. (Cutter, 1958a; Kilgore, 1969; Hillman et Sharps, 1978; Hines, 1980). Ils occupent parfois des terres cultivées en jachère, habituellement à proximité de prairies à graminées courtes (Cutter, 1958a; Kilgore, 1969; Floyd et Stromberg, 1981; Jackson, 1997; Sovada *et al.*, 1998; Matlack *et al.*, 2000). Ils choisissent habituellement des zones à végétation rase (25 cm tout au plus) et clairsemée et comportant peu d'accidents de terrain comme des canyons, des pentes raides et des coulées. (Whitaker Hoagland, 1997). Ces milieux permettent vraisemblablement aux renards véloces de voir loin, ce qui réduit les risques associés à la prédation (Pruss, 1999).

Au Canada, les renards véloces préfèrent les prairies indigènes aux terres cultivées (Carbyn, 1998). Même si les taux de survie des individus vivant dans des champs de tournesol en jachère du Kansas sont semblables à ceux des renards véloces occupant des prairies (Sovada *et al.*, 1998; Matlack *et al.*, 2000), les terres agricoles du Canada ne semblent pas être aussi habitables pour l'espèce que celles des États-Unis, probablement en raison des différences entre les deux systèmes agricoles. La disponibilité des prairies à graminées mixtes de l'Alberta et de la Saskatchewan semble donc essentielle à la réintroduction et la survie de l'espèce (Carbyn, 1998; Smeeton *et al.*, 2003). Aux États-Unis, on trouve parfois des renards véloces dans les badlands, (Wyoming; Lindberg, 1986; Wooley *et al.*, 1995), les dunes (Nebraska; Blus *et al.*, 1967) et l'habitat du pin d'Arizona et du genévrier (Colorado; Covell, 1992). Bien que les renards véloces puissent occuper divers milieux, des zones agricoles mixtes (Kilgore, 1969; Hines, 1980; Sovada *et al.*, 2003) aux zones de transition entre les steppes d'armoises et les prairies à graminées courtes (Olson *et al.*, 1997), le schéma de répartition de cette espèce au Canada laisse croire que le contexte dans lequel se situent ces milieux influe grandement sur leur qualité relative.

La qualité de l'habitat est également liée à la concentration des proies (particulièrement en ce qui concerne la densité des mammifères fouisseurs) et à la faible abondance des prédateurs. Des preuves indiquent que les renards véloces n'ont pas besoin de sources d'eau permanente (Pruss, 1999), mais la proximité d'une telle ressource accroît la qualité de l'habitat (Mamo, 1994). On présume que la présence d'espèces fouisseuses comme le blaireau d'Amérique (*Taxidea taxus*) et le spermophile (*Spermophilus* spp.) est souhaitable, car ces espèces creusent des terriers que les renards véloces s'approprient en les modifiant facilement (Carbyn, 1998). Toutefois, lorsque le type de sol le permet, les renards véloces creusent leurs propres terriers (Carbyn, 1998). La densité et la répartition des terriers constituent également une caractéristique importante de l'habitat des renards véloces (Herrero *et al.*, 1991), particulièrement pour que ceux-ci puissent éviter la prédation par les coyotes ou la compétition avec les renards roux (Tannerfeldt *et al.*, 2003).

Moehrenschlager *et al.* (2007a) ont utilisé des analyses des données issues de recensements des populations pour évaluer les caractéristiques de l'habitat essentiel qui permettent de prévoir l'occurrence de renards véloces. Ils ont élaboré des paramètres de modèles à partir de données recueillies en Alberta, en Saskatchewan et au Montana, entre le 15 octobre 2005 et le 15 février 2006, au cours d'un relevé réalisé au moyen de captures. Ils ont également utilisé des données issues d'imagerie satellitaire recueillies entre août 1999 et septembre-octobre 2000 pour évaluer 15 variables environnementales caractérisant les zones de piégeage qui pourraient être utiles pour déterminer la répartition des renards véloces. Quatre paramètres de l'habitat ont permis d'expliquer avec succès les variations liées à la présence de renards véloces : l'humidité, la topographie, la présence de terres agricoles et la fragmentation de l'habitat. Les renards véloces occupent principalement des zones relativement sèches, et ils ont tendance à éviter les zones présentant d'importantes variations d'altitude, car ils préfèrent les milieux où les pentes sont douces. Leurs terriers sont souvent situés dans des zones de léger relief (Pruss, 1999; Tannerfeldt *et al.*, 2003). La présence de terres cultivées n'a pas été associée à celle de renards véloces. On a signalé la présence de quelques individus dans des zones agricoles (Sovada *et al.*, 1998; 2001), mais à des sites qui sont généralement mis en jachère tous les ans en alternance. Les renards véloces évitent également les paysages fragmentés, les habitats de lisière et les routes. Les paramètres de l'habitat influent sur l'occurrence des renards véloces à plus de 5 km de leur site de réintroduction, probablement en raison de l'étendue du domaine vital de l'espèce (Moehrenschlager *et al.*, 2007a). D'octobre 2008 à avril 2009, A. Moehrenschlager a réalisé des relevés au moyen de pièges à caméra appâtés à l'aide de poteaux odorants dans 32 cantons déjà échantillonnés et 28 cantons non précédemment échantillonnés, dans la partie ouest de l'aire de répartition canadienne du renard véloce. Les résultats de ces relevés indiquent que le modèle permet non seulement de prédire la présence ou l'absence de renards véloces dans les recensements, mais aussi de prédire plus certainement encore la présence d'individus dans les régions non précédemment examinées (A. Moehrenschlager, 2009).

Tendances en matière d'habitat

Les renards véloces occupent certains des paysages les plus modifiés en Amérique du Nord. L'écozone des Prairies, dont 52 % se trouve en Saskatchewan et 34 % en Alberta, représente environ 5 % du territoire canadien (Gauthier et Wiken, 2003). Les estimations actuelles indiquent qu'il ne reste plus que 25 à 30 % des milieux de prairies indigènes au Canada. Ces zones sont concentrées dans le sud-est de l'Alberta et le sud-ouest de la Saskatchewan (Hammermeister *et al.*, 2001).

La conversion importante des milieux de prairies indigènes au Canada en terres agricoles est le principal facteur ayant contribué à la contraction historique de l'aire de répartition des renards véloces (Hillman et Sharps, 1978). Dans les régions comptant les terres cultivables les plus fertiles en Saskatchewan, il reste moins de 2 % de prairies indigènes (Prairie Conservation Action Plan [PCAP] Partnership 2003).

Au cours des dernières années, le développement énergétique et les réseaux routiers qui y sont associés ont remplacé l'agriculture comme facteur dominant de la perte d'habitat des renards véloces. En Alberta comme en Saskatchewan, les infrastructures liées au développement énergétique (p. ex. les routes, les puits et les sentiers de service) sont en constante expansion et empiètent sur bon nombre des prairies indigènes restantes, ce qui contribue à la fragmentation continue du paysage (Carbyn, 1998; Moehrenschlager, 2000; Forrest *et al.*, 2003; Samson *et al.*, 2004). Les zones de prairies indigènes autrefois isolées sont de plus en plus visées par ces activités. Moehrenschlager et Moehrenschager (2006) font mention des « niveaux sans précédent » de développement industriel lié à l'exploitation pétrolière et gazière au cours du dernier recensement, comparativement au début des années 1990. Il y a également un certain nombre de projets d'exploitation d'énergie éolienne importants dans la région, à divers stades d'approbation et de construction. Parmi ces projets, on compte une résolution présentée par le comté de Cypress visant à demander au gouvernement de l'Alberta la permission d'établir des installations de production d'énergie éolienne sur des terres publiques situées au coeur de l'aire de répartition des renards véloces (Binder, 2009).

La demande constante de combustibles fossiles mènera probablement à l'exploration d'un plus grand nombre de régions, ce qui aura des répercussions négatives sur les renards véloces. Les conséquences de ce type de perturbation sont une dégradation et une perte générales de l'habitat, une diminution du nombre de proies, un accroissement du risque de prédation et de compétition interspécifique avec d'autres prédateurs, une augmentation considérable de la circulation et de la mortalité causée par les routes, l'apparition de perturbations liées au bruit et une augmentation du nombre d'ouvrages dans les prairies fournissant des perchoirs aux oiseaux de proie (Moehrenschlager et Sovada, 2004; Doherty *et al.*, 2008).

En plus des changements physiques qu'entraîne la conversion des prairies dans l'habitat du renard véloce, des changements importants ont eu lieu dans les prairies sur le plan biologique. Le bison des plaines (*Bison bison*) était l'ongulé brouteur prédominant de ce milieu jusque dans les années 1870, mais il a été remplacé par du bétail, dont le mode de pâturage est différent. De 1956 à 1976, les pressions qu'exerce le pâturage sur les prairies à graminées mixtes ont augmenté du tiers en Saskatchewan et de la moitié en Alberta (Coupland, 1987). Les changements quant au mode de pâturage et à son intensité ont altéré l'étendue et la composition du couvert végétal et, donc, la composition et la répartition des proies du renard véloce. Par exemple, les renards véloces préfèrent les régions à végétation clairsemée où sont disséminés des sites convenant aux petits mammifères dont ils se nourrissent (Carbyn, 1998). Dans les régions très cultivées du sud de la Saskatchewan, les petits mammifères étaient abondants dans tous les types de milieux, sauf dans les pâturages (Sissons *et al.*, 2001), ce qui a probablement eu un impact négatif sur les renards véloces. Des zones convenablement gérées de parcours naturels dans lesquelles les régimes de pâturage favorisent l'abondance des rongeurs devraient offrir un habitat convenable aux renards véloces pendant toute l'année (ASFRT, 2007).

Les changements climatiques peuvent également entraîner la modification de l'habitat. La plupart des modèles prévoient que la température annuelle moyenne grimpera dans les Prairies, ce qui mènera à une augmentation de la durée et de l'intensité des sécheresses (voir par exemple Sauchyn *et al.*, 2002; Bonsal et Regier, 2007). Les sécheresses accrues pourraient altérer la structure et la composition de la végétation et, donc, avoir un impact sur les populations de renards véloces (Lawton, 1993). De plus, l'altération des paysages pourrait modifier l'abondance et la répartition des proies, des prédateurs et des concurrents interspécifiques, ce qui pourrait entraîner un déclin des populations de renards véloces.

L'étendue historique de l'habitat potentiel des renards véloces au Canada a diminué de 58 % (Gauthier et Wiken, 2003). Dans les régions restantes, les renards véloces évitent les endroits comportant d'importants accidents de terrain et beaucoup d'arbustes. Or, ce sont ces sites qui sont les moins susceptibles d'être convertis en terres agricoles. L'habitat optimal des renards véloces ne représente donc qu'une fraction des prairies restantes (Carbyn, 1998). Les résultats des dernières réalisations en matière de modélisation et de validation de l'habitat indiquent qu'il existe peu de milieux convenables pour le renard véloce hors des zones que l'espèce occupe déjà. L'aire de répartition existante se dégrade lentement dans certaines régions, principalement à cause de l'expansion du secteur de l'exploration pétrolière et gazière et des réseaux de routes et de sentiers qui y sont associés (A. Moehrenschlager, 2009).

Protection et propriété

Dans la région canadienne des Prairies, on estime que 45 % de l'ensemble des prairies indigènes que l'on y trouve encore pourraient être arables et susceptibles d'être cultivées (Erickson *et al.*, 2004). La Saskatchewan protège 28 % de ses prairies par l'établissement de zones de conservation, mais l'Alberta n'en protège que 2 % (Gauthier et Wiken, 2003). Cependant, les terres publiques de l'Alberta réservées au pâturage sont assujetties à une politique interdisant la culture, ce qui réduit les risques que ces terres soient labourées pour y planter des cultures annuelles.

Bien que le programme de pâturages communautaires de l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP) ait permis de rétablir un couvert herbacé sur plus de 145 000 hectares de terres cultivées de faible qualité (ARAP, 2008), la présence d'espèces fourragères exotiques rend ces terres moins convenables pour les renards véloces. De plus, le réseau de zones représentatives de la Saskatchewan (Representative Areas Network Program) vise à conserver des exemples représentatifs et particuliers de paysages multiples et variés. Depuis le lancement du programme en 1997, plus de deux millions d'hectares de terres publiques et privées ont été ajoutés aux terres déjà protégées de la province, qui totalisaient déjà près de trois millions d'hectares (p. ex. parcs, réserves écologiques; Saskatchewan Environment, 2006). En Saskatchewan, sous le régime de la *Wildlife Habitat Protection Act*, il est interdit de défricher les prairies indigènes sur environ deux millions d'hectares du territoire domanial.

BIOLOGIE

Dynamique des populations

Les renards véloces sont généralement des animaux à monogamie sociale (Kilgore, 1969), mais on observe également des copulations hors couple (Kitchen *et al.*, 2006). Un groupe social typique est composé d'un couple avec des petits, et peut aussi compter des femelles non reproductrices qui aident à élever les petits (Kilgore, 1969; Covell, 1992; Olson *et al.*, 1997; Sovada *et al.*, 2003; Tannerfeldt *et al.*, 2003). En Alberta, on a observé au cours de la même journée un mâle avec deux portées de femelles différentes (Moehrenschlager, 2000). En Alberta et en Saskatchewan, on a également noté des cas de partage de terriers et d'utilisation simultanée du domaine vital, notamment durant la saison du rut (Carbyn *et al.*, 1994). Kamler *et al.* (2004) ont évalué la relation entre la densité, l'accouplement et la structure du groupe de renards véloces situé dans le nord-ouest du Texas. Des populations de densité élevée et faible étaient séparées par seulement 40 km et la végétation et l'alimentation étaient similaires entre les sites. Cependant, les groupes polygynes, le partage de terriers et les femelles non reproductrices ont seulement été observés dans les zones densément peuplées, alors que les couples étaient monogames chez les populations de faible densité.

Au Canada, les renards véloces commencent à se reproduire à la mi-février (Moehrenschlager et Macdonald, 2003). Les femelles ont une seule période de chaleur par année (Kilgore, 1969). La gestation dure environ 51 jours (Schroeder, 1985), et la taille des portées est d'environ quatre petits (Kilgore, 1969; Hillman et Sharps, 1978; Moehrenschlager, 2000; Olson et Lindzey, 2002), mais peut atteindre huit petits (Moehrenschlager, 2000). Les deux parents s'occupent des jeunes. Le nombre de petits par portée augmente lorsque d'autres renards apportent de l'aide (Covell, 1992). Les petits pèsent de 50 à 100 g à la naissance et ouvrent les yeux après 10 à 15 jours. Ils sortent du terrier de mise bas environ quatre semaines après la naissance, et sont sevrés à 6 ou 7 semaines (Kilgore, 1969; Hines, 1980). Les petits coupent le lien étroit avec leurs parents à quatre ou six mois (Covell, 1992), mais Moehrenschlager (2000) a observé que seulement 33 % (n = 12) ont quitté le domaine vital où ils sont nés à 9,5 mois. À 18 mois, ils se sont tous dispersés. Les mâles et les femelles sont sexuellement matures à la fin de leur première année (Kilgore, 1969; Morgan et Ernest, 2003), mais les femelles d'un an ne se reproduisent pas toutes (Carbyn, 1998).

Les renards véloces vivent généralement de 3 à 7 ans à l'état sauvage (Reid, 2006). En captivité, un individu a vécu jusqu'à près de 13 ans (Kilgore, 1969; Egoscue, 1979). Dans la région frontalière, les taux de survie annuels varient de 0,38 (IC de 95 % = 0,15-0,60) à 0,63 (IC de 95 % = 0,23-0,86) (Moehrenschlager *et al.*, 2007b), et sont semblables aux taux estimés pour l'aire de répartition principale aux États-Unis (Covell, 1992; Sovada *et al.*, 1998; Kitchen *et al.*, 1999; Olson et Lindzey, 2002; Schauster *et al.*, 2002; Zimmerman *et al.*, 2003). Le taux de survie des jeunes dans la région frontalière (0-0,50, Moehrenschlager *et al.*, 2007b) est également similaire à celui des États-Unis (0,13-0,69; Covell, 1992; Sovada *et al.*, 1998; Kitchen *et al.*, 1999;

Schauster *et al.*, 2002). Moehrenschlager et Macdonald (2003) ont mentionné que les taux de survie des renards véloces qui ont été réintroduits étaient semblables à ceux des individus sauvages. La mortalité est principalement attribuable à la prédation naturelle ou à des causes humaines. Rien n'indique que les maladies soient une source importante de mortalité (Moehrenschlager *et al.*, 2004). La mortalité directe due aux humains est causée par le poison, la chasse, les collisions routières et le piégeage (Kilgore, 1969; Carbyn *et al.*, 1994; Pruss, 1994; Sovada *et al.*, 1998). La prédation par les coyotes est considérée comme la principale cause de mortalité chez les renards véloces (Covell, 1992; Carbyn *et al.*, 1994; Sovada *et al.*, 1998; Kitchen, 1999; Andersen *et al.*, 2003; Moehrenschlager *et al.*, 2007b).

Vie dans les terriers

L'accessibilité à des terriers convenables est très importante pour le maintien de populations viables (Egoscue, 1979; Pruss, 1999; Harrison et Whitaker Hoagland, 2003). Les renards véloces utilisent des terriers toute l'année (Kilgore, 1969; Egoscue, 1979; Hines, 1980; Tannerfeldt *et al.*, 2003). Ceux-ci servent de refuges pour échapper aux prédateurs, se protéger contre les conditions météorologiques extrêmes, prévenir les pertes en eau, se reposer périodiquement et élever les jeunes (Cypher *et al.*, 2003; Tannerfeldt *et al.*, 2003). Les renards véloces utilisent de nombreux terriers simultanément (Moehrenschlager *et al.*, 2004), généralement dans un rayon de 1 à 2 km^2(Pruss, 1994; Tannerfeldt *et al.*, 2003), mais dans l'ensemble du domaine vital (Moehrenschlager *et al.*, 2004). Ils se serviront également d'autres trous de taille convenable pour échapper à leurs prédateurs (Pruss, 1999). Au Canada, des couples peuvent utiliser jusqu'à 8 terriers comptant de multiples entrées lorsqu'ils élèvent des jeunes (Pruss, 1994; Tannerfeldt *et al.*, 2003) et jusqu'à 22 terriers par an (Moehrenschlager, 2000). Ils réutilisent ensuite des sites d'une année à l'autre (Pruss, 1994; Moehrenschlager, 2000; Tannerfeldt *et al.*, 2003) et changent fréquemment de terrier (Kilgore, 1969).

Les terriers des renards véloces s'observent principalement dans la prairie à graminées courtes et la prairie mixte (Kilgore, 1969; Uresk et Sharps, 1986). Au Canada, ils vivent presque exclusivement dans les prairies indigènes, où ils ont une bonne vue des alentours (Carbyn, 1998). Leurs terriers se trouvent de façon générale dans des zones où les sols sont bien drainés, habituellement au sommet de collines ayant des pentes douces (Cutter, 1958a; Uresk et Sharps, 1986; Pruss, 1999). Les terriers de mise bas, au Canada, se trouvent en moyenne à 267 m de la route la plus proche et à 1 km d'une source d'eau (Pruss, 1999). Les entrées des terriers ont un diamètre d'environ 20 cm (McGee *et al.*, 2006a) qui empêche probablement les coyotes d'entrer. Au printemps et à l'été, les terriers servant à élever les petits possèdent communément une à deux chambres centrales qui s'étendent à une profondeur d'un mètre et qui sont reliées à la surface par de nombreux tunnels (Cutter, 1958a; Kilgore, 1969). Les terriers qui sont utilisés pour s'abriter et fuir les prédateurs comptent moins d'entrées (Hillman et Sharps, 1978; Pruss, 1999; Moehrenschlager, 2000; Olson, 2000).

Les amas de terre et la taille des entrées permettent de distinguer les terriers des renards véloces de ceux des coyotes et des renards roux (McGee *et al.*, 2006a). Au total, 96 % (n = 74) des terriers des renards véloces ont des amas de terre visibles aux entrées, qui sont plus petites que celles des terriers des coyotes et des renards roux.

Les renards véloces peuvent creuser leurs propres terriers, mais ils agrandissent souvent ceux des spermophiles, des chiens de prairie (*Cynomys* spp.) ou des blaireaux d'Amérique (Cutter, 1958a; Kilgore, 1969). La plupart des terriers sont construits dans les substrats naturels, mais ils le sont aussi parfois dans des ouvrages humains, tels que des tuyaux, des ponceaux ou des bâtiments, ou encore dans des amas de gravats (Moehrenschlager *et al.*, 2004). Pruss (1994) a observé que les changements de terriers avaient lieu dans un rayon de 500 m; cependant, Moehrenschlager (2000) a fait mention d'un couple déplaçant une portée de sept petits à 1,9 km.

Régime alimentaire et comportement de recherche de nourriture

Les renards véloces sont des prédateurs opportunistes qui se nourrissent principalement de mammifères, mais également d'oiseaux et de leurs œufs, d'insectes, de plantes et de charogne (Cutter, 1958b; Kilgore, 1969; Hines, 1980; Cameron, 1984; Uresk et Sharps, 1986; Hines et Case, 1991; Pruss, 1994; Zimmerman, 1998; Kitchen *et al.*, 1999; Sovada *et al.*, 2001). Dans la région frontalière, l'analyse des fèces a révélé que les mammifères sont les proies les plus fréquentes (68,3 % - dont des rongeurs : 59,5 %; des lagomorphes : 7,1 %; de grands mammifères [probablement de la charogne] : 1,7 %), avant les insectes (23,8 %) et les oiseaux (8,0 %) (Moehrenschlager *et al.*, 2007b). Reynolds *et al.* (1991) ont noté que les petits rongeurs et les charognes des ongulés étaient les sources de nourriture les plus importantes, avec une petite proportion de lagomorphes et de spermophiles. De manière générale, les insectes et les plantes sont consommés assez fréquemment, mais ils constituent seulement une petite portion de la biomasse totale (Kilgore, 1969; Harrison, 2003; Moehrenschlager *et al.*, 2004; Kamler *et al.*, 2007a).

L'alimentation des renards véloces varie géographiquement, selon les éléments du milieu et l'abondance des proies. Au Kansas et au Nebraska, les rongeurs muridés sont leurs proies les plus fréquentes (Hines et Case, 1991; Sovada *et al.*, 2001), même si les léporidés sont également communs (Cutter, 1958b; Cameron, 1984; Zumbaugh *et al.*, 1985). Les chiens de prairie à queue noire (*Cynomys ludovicianus*) sont très communs au Dakota du Sud (Uresk et Sharps, 1986), mais ne constituent vraisemblablement pas une source importante d'alimentation (Carbyn, 1998). De façon générale, les proies des renards véloces ne sont pas plus grosses que des lièvres de Townsend (*Lepus townsendii*; 3-4 kg).

Dans la partie nord de l'aire de répartition des renards véloces, le choix de proies varie de l'été à l'hiver. À titre d'exemple, les spermophiles et les criquets (*Melanoplus* spp.) constituent une source d'alimentation importante en été (Carbyn, 1998). En hiver, les renards véloces s'alimentent probablement de lagomorphes.

Les renards véloces sont avant tout des chasseurs solitaires dont les périodes d'activité varient selon les saisons (Carbyn, 1998). En effet, leur comportement est dicté par la longueur des journées et varie selon les températures (Carbyn, 1998). Les renards véloces sont principalement nocturnes en hiver, mais plus crépusculaires au cours de l'été (Moehrenschlager *et al.*, 2004). Pruss (1994) a observé qu'au printemps et en été, les renards véloces sont actifs sur de longues périodes, tant de jour que de nuit. Ils ont tendance à suivre des routes prévisibles quand ils chassent, telles que le long d'une clôture, d'une crête, d'une route ou d'un sentier (Carbyn, 1998). Ils cachent parfois leur nourriture (Pruss, 1994; Sovada *et al.*, 2001).

Physiologie

Dans les Prairies, les températures varient de près de -40 °C en hiver à +40 °C en été (Archives nationales d'information et de données climatologiques, 2002). Les renards véloces assurent leur thermorégulation et conservent leur eau en choisissant leurs périodes d'activité et en utilisant leurs terriers. Durant les jours froids et ensoleillés de l'hiver, ils se chauffent souvent au soleil à l'entrée de leur terrier (Carbyn, 1998). Lorsqu'ils ont accès à de l'eau libre, les renards véloces ont besoin d'environ 210 g de nourriture par jour. S'ils ne peuvent boire, leurs besoins en eau sont satisfaits seulement par la nourriture, par l'ingestion d'environ 330 g par jour (Flaherty et Plaake, 1986).

Déplacements et dispersion

Les domaines vitaux des renards véloces peuvent se chevaucher, mais il existe une séparation presque totale entre les zones dédiées aux activités essentielles des individus de même sexe, ce qui suggère la territorialité (Pechacek *et al.*, 2000; Andersen *et al.*, 2003; Sovada *et al.*, 2003). À titre d'exemple, les domaines vitaux des renards véloces du Canada (y compris le Montana) se chevauchent dans un pourcentage de 74 % pour les couples et de seulement 29 % pour les voisins (Moehrenschlager *et al.*, 2007b).

Au Canada, les jeunes renards véloces commencent à se disperser en août (Pruss, 1994; Moehrenschlager, 2000). Cependant, six semaines avant la saison de reproduction suivante, jusqu'à deux tiers des jeunes de l'Alberta et de la Saskatchewan restent dans le domaine vital où ils sont nés (Moehrenschlager *et al.*, 2004). Lorsqu'ils ont atteint 18 mois, tous les renards se sont dispersés (Moehrenschlager et Macdonald, 2003). La distance de dispersion normale est de moins de 15 km (Covell, 1992; Moehrenschlager, 2000; Schauster, 2001; Sovada *et al.*, 2003). Cependant, on a enregistré une longue distance de dispersion chez cinq jeunes nés dans la nature, à la réserve des Pieds-noirs (distance = 43,1-55,8 km, et l'un d'eux a parcouru 190,9 km; Ausband et Moehrenschlager, 2009). Les renards véloces qui ont été déplacés du Wyoming vers le Colorado se dispersent sur des distances moyennes de 27 km (adultes) et de 19 km (jeunes) (Moehrenschlager, 2000). Il est à noter que les mâles se déplacent plus loin que les femelles (Covell, 1992; Moehrenschlager, 2000). Au Texas, Nicholson *et al.* (2007) ont observé que la direction de la dispersion reflète les pratiques

d'utilisation des terres, les animaux se déplaçant généralement vers les grands pâturages libres éloignés des éléments anthropiques.

La grandeur du domaine vital des renards véloces, tout en étant corrélée à l'abondance des proies, varie de façon significative selon la méthode de calcul, les saisons et la taille de l'échantillon (Hines et Case, 1991; Kitchen *et al.*, 1999; Pechacek *et al.*, 2000; Andersen *et al.*, 2003; Harrison, 2003; Sovada *et al.*, 2003; Zimmerman *et al.*, 2003). D'après la méthode des noyaux fixes, l'étendue du domaine vital de 36 renards véloces de la région frontalière était de 31,9 ± 4,8 km^2 (Moehrenschlager *et al.*, 2007b). Les domaines vitaux des renards véloces du Canada, dans la périphérie nord de l'aire de répartition mondiale de l'espèce, sont environ trois fois plus grands que ceux des renards nains du Mexique (Moehrenschlager *et al.*, 2007).

Relations interspécifiques

Les coyotes sont des prédateurs importants des renards véloces du Canada, et les renards roux sont vraisemblablement en compétition avec ces derniers (voir la section Menaces et facteurs limitatifs).

Adaptabilité

Les renards véloces se sont adaptés à la vie dans les prairies grâce à leur stratégie d'alimentation opportuniste et à l'usage qu'ils font des terriers pour s'abriter et se protéger des prédateurs (Pruss, 1999; Allardyce et Sovada, 2003; Harrison et Whitaker Hoagland, 2003; Tannerfeldt *et al.*, 2003). En réponse au climat extrême des prairies, ils peuvent assurer leur thermorégulation et réduire leur perte en eau en ajustant leurs périodes d'activité et leur utilisation des terriers (Pruss, 1994). De plus, leurs pieds sont bien isolés, avec des coussinets presque entièrement recouverts de poils (Egoscue, 1979).

Comme leur nom l'indique, les renards véloces courent rapidement et sont capables d'atteindre des vitesses de 60 km/h. Leur ossature élancée et leurs longues pattes sont adaptées à la course (Egoscue, 1979), ce qui les aide à fuir les prédateurs et à chasser des proies rapides, comme des lagomorphes.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités de recherche

Des recensements des populations au moyen du piégeage d'animaux vivants et de relevés visuels ont été réalisés tous les cinq ans, entre 1996 et 2006, au cours de l'hiver (entre novembre et février). La zone étudiée a été déterminée par l'Équipe canadienne de rétablissement du renard véloce d'après les caractéristiques de l'habitat de l'espèce (Cotterill, 1997a). La zone à l'étude a été agrandie au cours de relevés ultérieurs afin de suivre l'expansion de l'aire de répartition. Les relevés ont permis d'estimer les populations pour les années 1996-1997, 2000-2001 et 2005-2006, même si les intervalles de confiance de ces estimations ne sont pas encore disponibles.

Pour le recensement de 2005-2006, la zone à l'étude s'étendait approximativement de Manyberries (Alberta) à l'est de Glentworth (Saskatchewan) (106° 33′ O – 110° 50′ O), et d'Eastend (Saskatchewan) à Dodson (Montana) (48° 24′ N – 49° 31′ N). Au total, 191 cantons couvrant une superficie de 12 717 km^2 ont été étudiés (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006), ce qui comprend donc 4 061 km^2 dans 62 cantons pour la population frontalière, 2 550 km^2 dans 38 cantons pour la population du PNCP et 6 106 km^2 dans 91 cantons pour la population du Montana. La zone à l'étude était 26 % plus grande qu'en 2000-2001.

À cause des contraintes logistiques liées au piégeage hivernal, les méthodes traditionnelles d'estimation des populations ne peuvent servir à l'analyse des données de recensement. On a donc utilisé la méthode de capture et de relâche ainsi que le piégeage d'animaux vivants pour réaliser un recensement étalonné (Cotterill, 1997a). Pour ce faire, un transect de 5 km le long d'une piste continue a été installé près du centre de chaque canton. Sur le transect, des pièges ont été placés le long de clôtures ou au sommet de collines à des intervalles d'environ 1 km (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). Des données sur le domaine vital ont servi à estimer la zone échantillonnée par piège, ainsi que la probabilité de capture par piège, informations nécessaires pour estimer l'abondance des renards véloces. À l'aide d'un facteur de correction, on a tenu compte de la réussite du piégeage et de la probabilité de capture par piège des animaux pour lesquels une estimation du domaine vital était disponible (facteur de correction = [renards disponibles à la capture] / [renards capturés dont le domaine vital est connu = 3,5]. Un renard était considéré disponible à la capture lorsque plus de 50 % de son domaine vital se trouvait dans le rayon de portée d'un piège). Le facteur de correction a été appliqué à tous les calculs de population (Cotterill, 1997a).

On a appliqué 18 nuits-pièges (soit six pièges durant trois nuits) à chaque transect, ce qui totalise 3 438 nuits-pièges (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). Il s'agit d'une augmentation de 28 % par rapport au recensement de 2000-2001 et du triple par rapport à 1996-1997. On a également enregistré des observations fortuites de renards véloces. Cependant, contrairement aux recensements précédents, les relevés avec éclairage artificiel et le repérage dans la neige n'ont pas été utilisés.

Abondance

D'après les données sur le piégeage d'animaux vivants en 2005-2006, il y a environ 513 renards véloces dans la population frontalière et 134 dans la population du PNCP (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). Il a été estimé que la population contiguë du nord du Montana totalise 515 renards. On n'a pas encore effectué les analyses « bootstrap » sur les données du recensement et, donc, les intervalles de confiance ne sont pas disponibles. Les estimations des populations pour les années 2000-2001 et 2005-2006 sont trop précises, mais sont considérées comme la meilleure correspondance aux données disponibles. Au total, on estime que la population canadienne compte 647 individus. Puisque les relevés ont été réalisés juste avant le début de la saison de reproduction et que les mâles et les femelles atteignent la maturité sexuelle durant leur première année, cette estimation correspond au nombre d'individus matures.

Fluctuations et tendances

D'après le recensement de 1991-1992, la population canadienne était d'environ 225 individus (intervalle : 150-300; Brechtel *et al.*, 1993). Ce nombre a augmenté à 289 en 1996-1997 (IC de 95 % : 179-412; Cotterill, 1997b). En 2000-2001, la population avait plus que doublé, avec 656 individus (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001), et la population frontalière et celle du PNCP étaient maintenant contiguës dans le nord du Montana. Avec environ 221 renards véloces dans la population frontalière du Montana, la population de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Montana totalisait environ 887 individus. Le recensement de 2005-2006 indique que la population canadienne est restée stable, alors que celle du Montana a atteint 515 individus, pour un total combiné d'environ 1 162 renards véloces en 2006 (Moehrenschlager et Moehrenschlagerm, 2006).

Depuis 2001, la population frontalière s'est étendue, passant de 18 à 32 cantons, soit une augmentation de 78 % (voir la figure 7). Cependant, l'aire de répartition a diminué au cours des cinq dernières années (de 38 à 32 cantons). Il est à noter que, lorsque les données sur les 48 cantons compris dans les deux relevés sont utilisées, il y a une légère hausse de la proportion des cantons où les renards véloces ont été observés, soit de 58 à 60 % (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

La répartition de la population du PNCP a augmenté à 43 % des cantons (13 sur 30) inventoriés en 2000-2001. Le recensement de 2005-2006 a cependant indiqué une contraction de l'aire de répartition de 43 %; en effet, on a observé des renards dans seulement 21 % des cantons (8 sur 38; voir la figure 7). En 2005-2006, l'aire de répartition de la population du PNCP équivalait à moins de la moitié de celle mesurée cinq ans auparavant, mais, dans le cas des 30 cantons pris en compte dans les deux relevés, la diminution totalisait seulement 10 % (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

Les estimations du recensement indiquent une augmentation des populations, mais elles sont invalidées par la conception du relevé, puisque des zones n'ayant pas été visées auparavant ont été prises en compte. Ainsi, l'apparente croissance des populations serait en partie attribuable au piégeage plus important.

En 2000-2001, la densité des renards véloces de la population frontalière et de celle du PNCP était de 6,7 individus par 100 km^2. En tenant compte de la population du nord du Montana, la densité était estimée à 5,1 individus par 100 km^2 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001). Les densités des populations étaient similaires en 2005-2006, c'est-à-dire 5,5 individus par 100 km^2 pour la population canadienne et 5,4 individus par 100 km^2 en ajoutant la population du Montana (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

Lors du dernier recensement, il était clair que l'amélioration de l'état des populations de renards véloces était principalement attribuable à la population du Montana. Précisément, plus de la moitié des cantons du Montana où on n'avait pas capturé de renards en 2001-2002 en avait en 2005-2006, alors que cela n'a été le cas que pour 19,5 % des cantons canadiens. De plus, les estimations des populations canadiennes ont plus que doublé entre les deux premières périodes de relevé, mais n'ont pas changé par la suite. Au contraire, les estimations de la population du Montana ont augmenté de façon régulière à chaque recensement (Cotterill, 1997a; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001; 2006).

L'examen de la structure par âge et des rapports entre les sexes a fourni des renseignements utiles à propos du taux de survie et du potentiel reproducteur, deux indicateurs de réussite de la réintroduction. Au Canada, la proportion d'adultes capturés a passé de 50 % en 1996-1997 (n = 32; Cotterill, 1997b) à 60 % en 2000-2001 (n = 107; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001). La structure par âge d'après les données du recensement de 2005-2006 n'a cependant pas été analysée. Le rapport des sexes a quant à lui passé de 63 % de mâles en 1996-1997 (n = 32; Cotterill, 1997b) à 43 % en 2000-2001 (n = 108; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001), et il était près de la parité en 2005-2006 (52 % de mâles; n = 195; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). Ce rapport n'était pas très différent au sein de la population frontalière et des populations du PNCP et du Montana (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

Population frontalière

La population frontalière a été établie par le biais de réintroductions dans la région de Lost River Ranch, à la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan entre 1983 et 1997. De 1989 à 1991, un relevé a permis d'estimer la population à 150-250 renards (Brechtel *et al.*, 1993). La population avait diminué à 100-135 individus en 1994 (Mamo, 1994), mais a augmenté à 192 individus (IC de 95 % : 93–346) en 1996-1997 (Cotterill, 1997a). Selon le recensement de 1999, la population avait augmenté de 38 % depuis 1997 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 1999). En 2000-2001, elle atteignait 560 individus (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001).

En 2000-2001, la densité des renards véloces de la population frontalière était relativement élevée, avec 9,3 individus par 100 km^2 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001). Elle a ensuite diminué à 7,2 individus en 2005-2006. L'explication la plus plausible de ce déclin est la dispersion des renards dans le Montana, puisque cette population a augmenté de 77 % durant la même période (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001; 2006).

La population frontalière avait des proportions semblables d'adultes en 1996-1997 (54 %; n = 24; Cotterill, 1997a) et en 2000-2001 (59 %; n = 94; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001). La proportion de mâles est passée de 54 % en 1996-1997 (n = 24; Cotterill, 1997a) à 41 % en 2000-2001 (n = 95; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001), un changement qui est probablement attribuable à la stochasticité démographique.

Population du PNCP

La population du PNCP a été établie par le biais de réintroductions dans les parties est et ouest du parc et dans la région de Wood Mountain, entre 1990 et 1997. En 1991, la population comptait moins de 50 individus (Brechtel et al., 1993). Deux ans plus tard, elle était estimée à 25 individus (intervalle : 15-50; Hjertaas, 1994). Selon le recensement de 1996-1997, la population totalisait alors 87 renards (Cotterill, 1997a). Elle a passé de 96 individus en 2000-2001 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001) à 134 en 2005-2006 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006), soit une augmentation de 54 % en 10 ans.

La densité de l'espèce au sein de la population du PNCP était semblable en 2000-2001 et en 2005-2006 (2,4 et 2,7 individus par 100 km^2, respectivement; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001; 2006).

Le rapport entre les adultes et les jeunes de la population du PNCP a augmenté de 1996-1997 (38 %; n = 8; Cotterill, 1997a) à 2000-2001 (69 %; n = 13; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001). Le pourcentage de mâles a diminué, passant de 88 % en 1996-1997 (n = 8; Cotterill, 1997a) à la presque parité en 2000-2001 (54 %; n=13; Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2001). La structure de l'âge et le rapport entre les sexes n'ont pas été analysés pour ce qui est des données de 2005-2006.

Immigration de source externe

Tous les individus capturés dans le cadre du recensement de 2005-2006 étaient nés dans la nature, ce qui montre clairement que les programmes de réintroduction en Alberta et en Saskatchewan ont permis de produire des populations autosuffisantes. De plus, ces initiatives ont favorisé l'établissement de renards véloces dans le nord du Montana, où la population semble s'accroître et se disperser pour revenir au Canada. Il y a un certain potentiel d'une immigration de source externe puisque la population frontalière et la population du PNCP se rejoignent dans le nord et le centre du Montana.

Des améliorations continues du statut du renard véloce du Montana contribuent peut-être déjà à la stabilité du statut de cette espèce au Canada, où la dégradation de l'habitat est causée par le développement énergétique et la construction de routes connexes. En dehors des populations réintroduites près de la frontière des États-Unis, la possibilité d'une autre immigration de source externe est faible ou inexistante, puisque les populations contiguës de l'Alberta, de la Saskatchewan et du Montana sont isolées de l'aire de répartition principale des renards véloces des États-Unis.

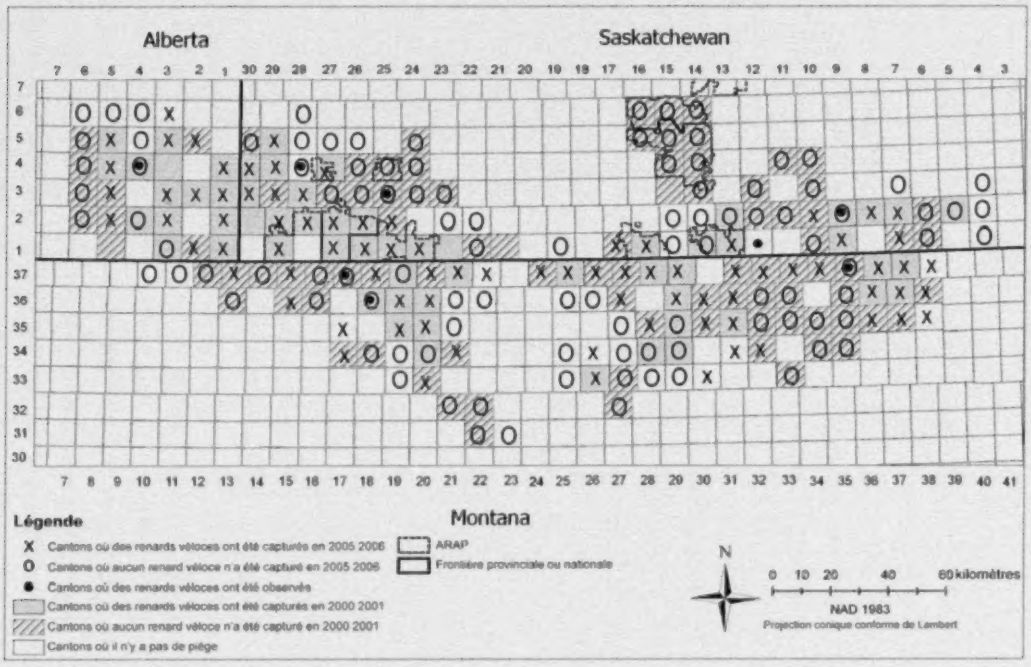


Figure 7. Comparaison des cantons où des renards véloces ont été capturés en 2000-2001 et en 2005-2006 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

La prédation par les coyotes et les aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) est le principal facteur naturel de mortalité du renard véloce au Canada. La perte, la dégradation et la perturbation de l'habitat attribuables aux activités de différents secteurs en développement ainsi que les maladies représentent des préoccupations croissantes. La compétition de l'espèce avec les coyotes et les renards roux constitue également un facteur limitatif potentiel. Les autres menaces pour le renard véloce au Canada comprennent l'empoisonnement, les collisions avec des véhicules et le piégeage.

Prédation

Les coyotes sont les principaux responsables de la mortalité des renards véloces (Covell, 1992; Carbyn *et al.*, 1994; Sovada *et al.*, 1998; Kitchen *et al.*, 1999; Olson et Lindzey, 2002; Andersen *et al.*, 2003; Ausband et Foresman, 2007). De 1983 à 1992, Carbyn *et al.* (1994) ont examiné 89 carcasses de renards véloces provenant de l'Alberta et de la Saskatchewan. On suppose que 38 % de ces individus ont été tués par des coyotes, que 8 % ont probablement été tués par des oiseaux de proie (dont des aigles royaux dans 71 % des cas), et que 7 % d'entre eux ont été chassés par des blaireaux d'Amérique. Moehrenschlager *et al.* (2007b) ont observé que 31 % des renards véloces portant un collier émetteur avaient été tués par des coyotes et que 33 % avaient été tués par des aigles royaux (n = 39). Ils ont également comparé la prédation intraguilde (c.-à-d., la chasse et l'alimentation entre espèces éventuellement compétitrices) chez les renards véloces (y compris dans l'État du Montana) et chez les renards nains du Mexique. Le rapport de la superficie des domaines vitaux coyotes:renards était environ quatre fois plus élevé au Canada qu'au Mexique. Les différences entre les rapports de la superficie des domaines vitaux et la disponibilité des trous pour se réfugier ont été attribuées aux différences de diversité et d'abondance des proies. Moehrenschlager *et al.* (2007b) indiquent que cette tendance pourrait donner lieu à un taux plus élevé d'affrontements avec des renards véloces et, par conséquent, à une augmentation de leur taux de mortalité. Ils ont conclu que les renards véloces du Canada étaient deux fois plus vulnérables à la prédation dans leur aire de répartition déterminée par la méthode des noyaux fixes (51 à 99 %) que dans leur aire de répartition principale (50 %). Au Texas, on a observé une augmentation du taux de survie et du recrutement de l'espèce à la suite de la mise en place de mesures de lutte contre les coyotes, mais on ignore la durée de cet effet (Kamler *et al.*, 2003b). L'important déclin des populations de coyotes près de la frontière entre l'Alberta, la Saskatchewan et le Montana a entraîné une diminution de la prédation et/ou de la compétition. Toutefois, la prédation par les aigles royaux a fait en sorte que le taux de survie des renard véloces est demeuré faible (Moehrenschlager *et al.*, 2007b). La prédation par les coyotes a nui à la réintroduction du renard véloce au Canada (Scott-Brown *et al.*, 1987; Carbyn *et al.*, 1994).

Modification et perturbation de l'habitat

L'importance des activités pétrolières et gazières dans l'aire de répartition canadienne du renard véloce a augmenté de façon marquée depuis 1993 (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). L'utilisation des terriers par le renard véloce et le taux de survie de ce dernier n'ont pas été perturbés par les activités de développement tant que les terriers n'étaient pas détruits (Moehrenschlager, 2000), mais on a observé des répercussions négatives sur la reproduction pendant la construction de pipelines. Les couples de renards véloces observés le long d'un couloir d'oléoduc (n = 2) n'ont pas donné de descendance, contrairement aux couples observés dans la zone témoin (n = 8). Au cours de l'année suivant l'achèvement de la construction de l'oléoduc, les dix couples ont donné naissance à des petits (Moehrenschlager, 2000). L'examen des données de

piégeage donne à penser que la fragmentation de l'habitat nuit à l'abondance du renard véloce (Moehrenschlager, données inédites).

Les problèmes liés à l'habitat sont à la source de nombreux facteurs de mortalité du renard véloce présentés dans cette section. Par exemple, la conversion de l'habitat en terres agricoles (de culture et/ou d'élevage) a entraîné des effets indirects sur les populations de l'espèce. La disparition des loups, en partie attribuable à l'agriculture dans les Prairies, a donné lieu à une expansion de l'aire de répartition des coyotes et à un accroissement de leur effectif (Sargeant *et al.*, 1993), causant une augmentation de la prédation et de la compétition avec les renards véloces. Avec l'augmentation du nombre de pâturages, on a vu augmenter proportionnellement la persécution des blaireaux d'Amérique par les humains. Cette activité humaine a probablement fait en sorte de réduire le taux de prédation du renard véloce par les blaireaux d'Amérique, mais elle a également entraîné un déclin du nombre de trous permettant au renard véloce de se cacher.

Les changements climatiques pourraient nuire aux populations du renard véloce en modifiant l'emplacement des milieux propices à l'espèce. Les effets indirects des changements climatiques seront fonction de conditions qui influent sur la disponibilité des proies (Carbyn, 1998).

Maladies

À ce jour, aucune éclosion de maladie n'a été observée au sein des populations de renards véloces (Moehrenschlager et Sovada, 2004). Néanmoins, l'exposition à des pathogènes pourrait nuire au rétablissement de l'espèce, en particulier dans les populations de petite taille (Miller *et al.*, 2000). L'incidence de maladies est bien documentée chez d'autres espèces de canidés en péril, et des virus tels que le parvovirus canin (PVC), le virus de la maladie de Carré et le virus de la rage, pour n'en nommer que quelques-uns, ont soudainement et rapidement décimé les petites populations de loups d'Abyssinie (*Canis simensis*), de renards gris insulaires (*Urocyon littoralis*) et de lycaons (*Lycaon pictus*) au cours des dernières décennies (Laurenson *et al.*, 1998; Woodroffe et Ginsberg, 1999; Timm *et al.*, 2000).

La réintroduction du renard véloce au Canada a d'abord été planifiée à deux sites distincts, surtout pour éviter l'éclosion de maladies. Ironiquement, le succès de la réintroduction du point de vue démographique et génétique, qui découle de la connexion efficace des deux populations, a accru la menace d'éclosion de maladies en créant une unité épidémiologique unique. En effet, la menace éventuelle a été bien illustrée dans une étude séroépidémiologique limitée réalisée en 2001 sur 21 renards véloces du Canada (A. Moehrenschlager, 2009). Plus de la moitié des individus étaient porteurs d'anticorps du virus de la maladie de Carré et présentaient des titres élevés indicateurs d'une infection. Les 21 individus étaient porteurs d'anticorps du PVC, et 15 d'entre eux montraient des signes évidents d'infection. Le fait que l'aire de répartition de l'espèce soit partagée avec plusieurs autres espèces carnivores domestiques et sauvages accroît les risques de transmission de maladies entre les renards véloces

et un nombre inconnu d'espèces sympatriques (Pybus et Williams, 2003). On sait que les chiens domestiques, en particulier, représentent une menace importante en tant que réservoirs éventuels de maladies infectieuses, surtout pour les canidés sauvages (Aguirre, 2009). Bien que les renards véloces ne soient pas connus en tant que réservoirs de la rage au cœur de leur aire de répartition (Miller *et al.*, 2000), le virus est enzootique chez les moufettes des Prairies (Rosatte, 1998) et ses effets dévastateurs sur les loups d'Abyssinie et les lycaons sont bien documentés (Laurenson *et al.*, 1998).

La peste sylvatique est une maladie transmise par les puces qui est causée par la bactérie *Yersinia pestis* (Olsen, 1981). Elle provoque une épizootie pouvant entraîner un taux de mortalité de 90 à 100 % dans les colonies de chiens de prairie (Cully et Williams, 2001; Gasper et Watson, 2001). Les canidés sont infectés en se faisant piquer par des puces ou en se nourrissant de rongeurs infectés (Thomas *et al.*, 1989). La peste sylvatique est endémique (Humphreys et Campbell, 1947; Leighton *et al.*, 2001) aux régions qui coïncident avec l'aire de répartition du renard véloce. La prévalence des anticorps chez les renards véloces examinés était de 100 % dans le nord-ouest du Texas (n = 12; McGee *et al.*, 2006b), de 24 % dans le nord-est du Colorado (n = 61; Salkeld *et al.*, 2007), de 51 % dans le sud-est du Colorado (Gese *et al.*, 2004) et de 6 % au Nouveau-Mexique (n = 16; Harrison, 2003).

Empoisonnement

Depuis longtemps, l'empoisonnement utilisé comme moyen de lutter contre les prédateurs entraîne de graves répercussions sur les populations de renards véloces, et a probablement contribué à leur déclin au début du 20^{e} siècle (Scott-Brown *et al.*, 1987). Aujourd'hui, l'empoisonnement des renards véloces est illégal au Canada et représente par conséquent une menace directe moindre. En 1972, l'utilisation de substances chimiques comme moyen de lutter contre les espèces prédatrices a été interdite sur les terres domaniales des États-Unis, ce qui a favorisé le rétablissement du renard véloce (Pruss *et al.*, 2008). Les renards véloces se nourrissent volontiers d'appâts empoisonnés destinés aux loups, aux coyotes, aux moufettes rayées (*Mephitis mephitis*) et aux spermophiles de Richardson (*Spermophilus richardsonii*) (Pruss *et al.*, 2008). Bien qu'ils soient protégés par la loi, il arrive encore que des renards véloces soient empoisonnés. Sur les 39 carcasses examinées dans le cadre d'une étude canadienne (y compris des carcasses provenant du Montana), deux individus sont morts empoisonnés (Moehrenschlager *et al.*, 2007b).

Même lorsque les renards véloces ne sont pas visés, les risques potentiels de mortalité au contact d'appâts empoisonnés destinés aux coyotes ou par un empoisonnement indirect dû à l'ingestion de rongeurs empoisonnés sont évidents. La mesure dans laquelle cela peut se produire est inconnue, mais il est raisonnable de croire que les nombreux poisons utilisés, légalement ou non, représentent un facteur de risque pour le renard véloce. Par exemple, de nombreux éleveurs de moutons considèrent le coyote comme un prédateur gênant, et l'utilisation du composé 1080 (fluoroacétate de sodium) est permise en Alberta et en Saskatchewan pour limiter sa présence, même si les lois qui limitent l'utilisation de cette substance sont aujourd'hui

beaucoup plus strictes que dans le passé. La strychnine est également employée pour lutter contre les coyotes en Alberta et en Saskatchewan. En Alberta, cette substance est vendue sous forme de comprimés (50 % de strychnine) et ne peut être utilisée que par du personnel provincial ou municipal autorisé et formé (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire [ARLA], 2005). Les comprimés sont mélangés avec l'appât, et le tout est légèrement recouvert de neige ou de poussière. Par mesure de précaution, l'étiquette précise qu'il est interdit de se servir du produit si des espèces en péril fréquentent la zone visée (ARLA, 2005). La strychnine est utilisée en Alberta et en Saskatchewan pour lutter contre les moufettes rayées, principaux vecteurs de la rage au Canada (Fehlner-Gardner *et al.*, 2008), et les spermophiles. En 2007, des mesures temporaires d'urgence pour lutter contre les spermophiles de Richardson (*Spermophilus richardsonii*) ont été mises en œuvre en Saskatchewan. Il est à noter que les producteurs peuvent se procurer un concentré liquide de strychnine à 2 %, ce qui accroît les risques que le produit ne soit pas utilisé conformément aux indications figurant sur l'étiquette et qu'il soit stocké. En juillet 2009, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire a commencé à permettre aux opérateurs à la lutte antiparasitaire, aux producteurs agricoles et au personnel autorisé des programmes de lutte antiparasitaire agréés par le gouvernement d'utiliser des grains contenant de la strychnine dans les zones rurales où la densité de spermophiles de Richardson est élevée (ARLA, 2008). En Alberta, l'utilisation de strychnine à 2 % aux mêmes fins a été rétablie en 2009. Mis à part l'interdiction d'utiliser la substance là où des espèces en péril se trouvent, l'étiquetage du produit est le seul élément qui permet de protéger le renard véloce de l'empoisonnement.

Le phosphure de zinc est utilisé comme rodenticide en Alberta et en Saskatchewan. On se le procure sous forme solide, granulaire ou comprimée. La lutte contre les spermophiles exige que l'appât soit installé sur la partie la plus élevée du tertre, à 15 ou 20 cm de l'entrée du terrier (ARLA, 2006a). Cela rend l'appât accessible aux renards véloces. Le cyanure de sodium est aussi employé pour lutter contre les rongeurs dans les zones agricoles de prairies. En Alberta, pour empêcher que les renards véloces ne s'empoisonnent accidentellement, les étiquettes sur les contenants de cyanure de sodium doivent maintenant indiquer une adresse Web donnant accès à une carte de l'aire de répartition du renard véloce et comporter un avis précisant que les utilisateurs doivent obtenir l'autorisation du bureau de l'Alberta Fish and Wildlife de Medicine Hat pour utiliser le produit (ARLA, 2006b).

Lors d'invasions de criquets, les propriétaires de terres appliquent souvent une plus grande quantité d'insecticides. Pendant de telles invasions, les renards véloces consomment une plus grande quantité de criquets (Kilgore, 1969; Egoscue, 1979), ce qui pourrait accroître les risques qu'ils s'empoisonnent. Sovada *et al.* (1998) ont par exemple observé que 22 % (n = 18) des renards véloces morts portant un collier émetteur au Kansas avaient été empoisonnés par un insecticide.

Collisions avec des véhicules

Les terriers de renards véloces sont souvent situés près des routes (Hillman et Sharps, 1978; Hines et Case, 1991; Carbyn, 1998; Pruss, 1999), ce qui rend l'espèce vulnérable aux collisions avec des véhicules. Les collisions mortelles constituent un important facteur de mortalité chez l'espèce, surtout chez les juvéniles (Pruss, 1994; Sovada *et al.*, 1998; Herrero, 2003; Kamler *et al.*, 2003a; Ausband et Foresman, 2007). Les petits sont particulièrement vulnérables lorsque les terriers se trouvent près des routes (Carbyn, 1998). Parmi les 89 carcasses examinées entre 1983 et 1992, il est probable que 5 renards véloces du Canada ont été tués lors de collisions avec des véhicules (Carbyn *et al.*, 1994). Au cours de la dernière année ou plus, on a confirmé que la mort d'au moins 5 renards véloces est attribuable à des collisions dans le sud-est de l'Alberta (J. Nicholson, comm. pers., 2009). L'autopsie de 39 renards véloces de la population frontalière a permis de confirmer que 3 d'entre eux étaient morts frappés par un véhicule (Moehrenschlager *et al.*, 2007b). Dans le Montana, les collisions avec des véhicules ont causé 15 % (n = 33) des mortalités chez des renards portant un collier émetteur (Ausband et Foresman, 2007).

L'expansion récente de l'industrie pétrolière et gazière dans les Prairies entraîne la construction de routes, ce qui accroît les risques de collisions (Pruss *et al.*, 2008). Un projet proposant d'ouvrir la frontière canado-américaine de Wild Horse jour et nuit et d'allonger la route 41 dans le sud-est de l'Alberta (figure 6) comme voie de transport nord-sud est actuellement à l'étude. La mise en œuvre de ce projet entraînerait certainement une augmentation importante du volume de la circulation, et des véhicules lourds rouleraient jour et nuit dans les zones où la densité des renards véloces est la plus forte en Alberta (Hildebrand, 2008).

Compétition interspécifique

La compétition interspécifique, en particulier avec les autres espèces de canidés pourrait limiter la croissance des populations de renards véloces, surtout lorsque cette compétition est liée à la modification des milieux propices. L'intensité des interactions de compétition dépend probablement de l'abondance des proies (Creel *et al.*, 2001). Le fait que les coyotes mangent rarement les renards véloces après les avoir tués prouve que ces deux espèces compétitionnent par interférence (Sovada *et al.*, 1998; Kitchen *et al.*, 1999; Matlack *et al.*, 2000; Kamler *et al.*, 2003b). La disparition des loups (*Canis lupus*) dans les Prairies a entraîné une expansion de l'aire de répartition des coyotes (Riley *et al.*, 2004), augmentant par conséquent les risques de répercussions négatives sur les populations de renards véloces.

Récemment, l'aire de répartition du renard roux s'est également étendue dans les Prairies, en partie en raison de la fragmentation de son habitat et de la croissance de l'empreinte humaine (Kamler et Ballard, 2002). Ce compétiteur relativement nouveau du renard véloce pourrait s'avérer encore plus important que le coyote, car : 1) les coyotes évitent habituellement les zones rurales où les activités humaines sont importantes (Roy et Dorrance, 1985; Pruss, 2002), alors que les renards roux, comme les renards

véloces, n'ont pas peur des humains (Nowak, 1999); 2) les modifications d'origine humaine dans les prairies indigènes, notamment l'urbanisation et la fragmentation de l'habitat (surtout attribuable aux activités pétrolières et gazières) ont favorisé l'empiètement de l'aire de répartition du renard roux sur celle du renard véloce (Kamler et Ballard, 2002); 3) bien qu'il existe un chevauchement considérable de l'alimentation des renards véloces et des coyotes (Kitchen *et al.*, 1999; Kamler *et al.*, 2007b), ce chevauchement est encore plus important entre les espèces de renards sympatriques (Moehrenschlager et Sovada, 2004); 4) la densité des renards roux a tendance à être plus forte que celle des coyotes (Knowlton, 1972; Baker et Harris, 2004), ce qui accroît la probabilité d'affrontements pour les renards véloces. Les interactions entre les coyotes et les renards roux pourraient modifier l'intensité des interactions de compétition entre les renards roux et les renards véloces (Carbyn, 1998; Allardyce et Sovada, 2003; Cypher *et al.*, 2003). Dans le sud du Colorado, le déclin de la population de coyotes a fait augmenter temporairement le taux de survie des renards véloces juvéniles et adultes, mais les effets sur les adultes dépendaient largement du moment de la mise en place des mesures de lutte contre les coyotes (Karki *et al.*, 2007). Robinson (1961) et Linhart et Robinson (1972) n'ont observé aucune augmentation de l'effectif des renards véloces à la suite de la mise en place de mesures de lutte contre les coyotes.

Piégeage

Aujourd'hui, le renard véloce est désigné espèce « en voie de disparition » au Canada, ce qui le protège juridiquement du piégeage, mais on sait que des animaux sont parfois blessés ou tués par accident lorsqu'ils se prennent dans des pièges ou dans des collets visant d'autres espèces (Moehrenschlager, 2000). À une certaine époque, les renards véloces étaient importants dans le commerce des fourrures en Amérique du Nord, et 117 025 fourrures ont été vendues de 1853 à 1877 (Herrero *et al.*, 1986). Toutefois, le piégeage de l'espèce a chuté considérablement en raison du déclin des populations et du prix peu élevé des fourrures (3 à 10 $US [Stephens et Anderson, 2005]).

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Comme il est le plus petit canidé et l'un des animaux les plus rapides de l'Amérique du Nord, le renard véloce retient l'attention et il représente un symbole important de la conservation des écosystèmes de prairies. Qu'il creuse ses propres terriers ou qu'il agrandisse ceux des autres espèces, le renard véloce constitue un des éléments importants du régime de perturbation naturelle des écosystèmes de prairies à graminées indigènes courtes et mixtes. Son alimentation, en grande partie composée de rongeurs et d'insectes, devrait lui attirer la sympathie des propriétaires de terres, et nuit peu au bétail et aux cultures.

Le renard véloce est important chez de nombreuses Premières Nations. Des sociétés qui prenaient comme modèle le renard nain, le renard véloce ou le renard de la prairie (p. ex, la société du renard nain [Kit Fox Society] de la Tribu des Blood) avaient des vêtements, des coiffures, des cérémonies, des danses, des coutumes et des accessoires particuliers (Laubin, 1977). Leur statut était directement lié à l'image que se faisait la tribu de la valeur et du caractère du renard (voir Pruss *et al.*, 2008). Le renard véloce était considéré comme un animal puissant, dont il était dangereux même de parler, et qui possédait les vertus médicinales les plus efficaces (Wissler et Duvall, 1995). Les sages de la Tribu des Blood du sud de l'Alberta considèrent le Sinopaa (renard véloce) comme un élément important de leur spiritualité, et la tribu souhaite ardemment poursuivre la réintroduction de l'espèce sur son territoire (Pruss *et al.*, 2008).

Dans le cadre du présent rapport, les tentatives visant à recueillir des renseignements sur les connaissances traditionnelles autochtones entourant le renard véloce n'ont pas été fructueuses.

PROTECTION ACTUELLE ET AUTRES DÉSIGNATIONS DE STATUT

Le COSEPAC a établi en 1978 que le renard véloce était une espèce « disparue du pays ». En mai 2000, à la suite d'une première réintroduction réussie, l'espèce a été évaluée de nouveau et désignée comme étant « en voie de disparition » (COSEPAC, 2000). Le renard véloce est protégé en vertu de l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) (Registre public de la LEP, 2008). La *Liste rouge des espèces menacées* de l'UICN classe le renard véloce dans la catégorie « préoccupation mineure » (IUCN, 2008b). NatureServe (2008) range l'espèce dans la catégorie G3 (vulnérable; dernier examen en juin 2006) à l'échelle mondiale, et dans la catégorie N1 (en voie de disparition) à l'échelle nationale. Le centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Alberta (Natural Heritage Information Centre [ANHIC]) et le centre de données sur la conservation de la Saskatchewan (Conservation Data Centre [SCDC]) classent le renard véloce dans la catégorie S1 (gravement en péril; ANHIC, 2008; SCDC, 2008).

Le renard véloce est désigné en voie de disparition selon la *Wildlife Act* de l'Alberta, qui protège les individus et leurs terriers en interdisant la chasse et le piégeage. La législation protège le terrier, mais non l'ensemble des caractéristiques de l'habitat de l'espèce. Cette protection est plutôt assurée pas des lignes directrices visant l'utilisation des terres, qui sont des politiques gouvernementales sans fondement juridique. Elles constituent les pratiques de gestion recommandées pour aider les gestionnaires, les propriétaires et les utilisateurs de terres à éviter ou à limiter les effets éventuels de diverses utilisations des terres pouvant être néfastes pour les espèces sauvages. Les lignes directrices concernant le renard véloce indiquent que toute utilisation des terres devrait être interdite à 500 m d'un terrier (Alberta Fish and Wildlife, 2001) pendant la période de reproduction et de croissance des petits (du 15 février au 31 juillet). En dehors de cette période, les lignes directrices

donnent des conseils sur la façon de s'approcher des terriers, de perturber la végétation et d'appréhender les modifications de l'habitat à long terme (Alberta Fish and Wildlife, 2001).

En 1999, le renard véloce a été reconnu « en voie de disparition » aux termes du *Wild Species at Risk Regulations* pris en application de la *Wildlife Act* de la Saskatchewan. Ce règlement protège les terriers (paragraphe 5(1)) et interdit aux propriétaires fonciers de tuer les renards véloces pour protéger leur propriété ou leur bétail (paragraphe 6(3)). Des lignes directrices provinciales recommandent également que toute perturbation humaine soit évitée à proximité des terriers. Pendant la saison de reproduction et de croissance des petits (du 15 février au 31 août), les perturbations mineures (p. ex. circulation à pied, utilisation de petits véhicules) et modérées (p. ex. utilisation de gros véhicules, construction de petits pipelines, exploitation de stations de compression) sont interdites à 500 m d'un terrier, et les perturbations majeures (p. ex. construction, prospection sismique, récolte forestière) sont interdites dans un rayon de 2 km (SCDC, 2003). Le reste de l'année, la distance minimale des terriers de renards véloces à respecter est de 100 m, 500 m et 2 km pour les activités entraînant respectivement des perturbations mineures, modérées et majeures (SCDC, 2003).

La majeure partie de l'aire de répartition du renard véloce au Canada n'est pas protégée. Comme son habitat essentiel n'a pas été établi, celui-ci n'est pas encore protégé aux termes du paragraphe 58(1) de la LEP. Environ un sixième de la population canadienne de renards véloces vit à l'intérieur des limites du PNCP (Moehrenschlager et Sovada, 2004), ce qui la protège sur le plan fédéral. En ce qui concerne la population frontalière, 40 % (38 sur 84) de l'ensemble des captures et 73 % (38 sur 52) des captures en Saskatchewan ont eu lieu dans des cantons englobant des terres de l'ARAP (Moehrenschlager et Moehrenschlager, 2006). Quant à la population du PNCP, 90 % (18 sur 20) des captures ont eu lieu dans des cantons comprenant des terres gérées par l'ARAP et/ou par Parcs Canada. Des activités de développement énergétique ont toutefois pu être réalisées sur des terres relevant de l'ARAP.

Aux États-Unis, on a demandé que le renard véloce soit inscrit à la liste figurant dans la *Endangered Species Act*. En 2001, le Fish and Wildlife Service des États-Unis (USFWS) a toutefois jugé que l'inscription de l'espèce n'était pas justifiée (USFWS, 2001). Les renards véloces sont protégés juridiquement dans dix États des États-Unis. L'espèce a déjà été désignée « disparue » dans le Dakota du Nord, mais des observations récentes ont poussé le Fish and Game Department de cet État à désigner le renard véloce comme espèce dont la conservation est prioritaire (niveau II) (Fecske, 2008).

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Vulpes velox
Renard véloce Swift Fox
Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Alberta et Saskatchewan.

Données démographiques

Durée d'une génération	Au moins 3 ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [5 années ou 2 générations]	Le nombre d'individus est demeuré stable depuis 5 ans
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 dernières années ou 3 dernières générations].	On a noté une augmentation de 126 % au cours des 10 dernières années
Pourcentage [prévu ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [10 prochaines années ou 3 prochaines générations].	Inconnu
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [10 ans ou 3 générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur.	Stable-augmentation
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Valeur estimée de la zone d'occurrence	21 544 km²
Indice de la zone d'occupation (IZO) Moehrenschlager et Moehrenschlager (2006) ont utilisé les cantons, plutôt que la grille de 2 x 2, pour calculer la zone d'occupation.	6 343 km²
La population totale est-elle très fragmentée?	Non
Nombre de « localités* » Pour le renard véloce au Canada, la maladie constitue « un seul événement menaçant » qui peut toucher rapidement tous les individus du taxon. La menace est réelle : 1) en raison de la séroprévalence élevée de plusieurs virus dans la population actuelle, 2) vu les preuves d'éclosions imprévisibles qui ont presque fait disparaître beaucoup de populations de canidés en péril dans le monde, 3) et parce que le renard véloce forme une unique métapopulation au pays et une seule unité épidémiologique, car il y a dispersion sur de grandes distances entre les sous-populations. Voilà qui répond aux critères définis par l'UICN pour 1 localité.	1
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de la zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités?	Non

* Voir la définition de localité.

Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui, mais l'ampleur des répercussions est inconnue
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque population)

Population	**N^{bre} d'individus matures**
Population frontalière (Alberta, Saskatchewan) (approximation générale – proportion d'individus matures inconnue)	513 (estimation)
Population du PNCP (Saskatchewan) (approximation générale – proportion d'individus matures inconnue)	134 (estimation)
Total	647

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce de la nature est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Sans objet

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

– Prédation (coyotes)
– Modification de l'habitat (conversion en terres agricoles, développement énergétique, routes, changements climatiques)
– Maladies
– Empoisonnement
– Piégeage
– Collisions avec des véhicules
– Compétition interspécifique (coyotes, renards roux)

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Statut des populations de l'extérieur Montana (É.-U.) : vulnérable; l'effectif de la population augmente.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
La possibilité d'une immigration de populations externes existe-t-elle? L'immigration est probable en provenance du Montana seulement, mais non du cœur de l'aire de répartition du renard véloce aux États-Unis.	Dans une certaine mesure

Statut existant

COSEPAC : Menacée (novembre 2009)
Alberta : En voie de disparition
Saskatchewan : En voie de disparition
Liste rouge des espèces menacées de l'UICN : Préoccupation mineure

Statut et justification de la désignation

Statut : Menacée	**Code alphanumérique :** D1+2
Justification de la désignation : L'espèce est disparue du Canada dans les années 1930. À la suite de programmes de réintroduction en Alberta et en Saskatchewan lancés en 1983, des populations ont été rétablies dans ces régions et dans le nord du Montana. Les effectifs et la répartition de la population totale ont augmenté depuis, l'estimation actuelle au Canada se chiffrant maintenant à 647 individus, soit le double de ce que cette population était lors de la dernière évaluation du COSEPAC en 2000. La connectivité des populations s'est aussi améliorée durant cette période, particulièrement dans le nord du Montana. Depuis 2001, les effectifs et la répartition de la population totale sont demeurés stables, et l'habitat de cette espèce au Canada semble être saturé. L'amélioration de la situation globale de la population est en majeure partie attribuable à la tendance à la hausse des effectifs et de la répartition des populations au Montana, tendance qui se poursuit actuellement. Au Canada, la détérioration de l'habitat ainsi que la menace de maladie (tel qu'observé chez d'autres canidés) pourraient menacer le rétablissement de l'espèce.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Sans objet. L'effectif des populations canadiennes existantes a connu une augmentation après les réintroductions. Rien n'indique que le nombre total d'individus matures a décliné au cours des 10 dernières années ou des 3 dernières générations, ou qu'il pourrait décliner au cours des 10 prochaines années ou des 3 générations suivantes.
Critère B (aire de répartition petite et déclin ou fluctuation) : Sans objet. Bien que la zone d'occurrence corresponde à peu près au seuil fixé pour les espèces menacées selon le critère B1 (21 544 km²), les autres conditions qui doivent être remplies n'y correspondent pas de façon claire. Les populations de renards véloces au Canada ne connaissent pas de fluctuations extrêmes et, bien qu'on ait observé un déclin des milieux propices dans la région, on ignore dans quelle mesure celui-ci influe ou influera sur l'aire de répartition et sur la population totale de l'espèce.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. Rien n'indique le déclin du nombre d'individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « espèce menacée » D1+2. D1 : l'estimation actuelle du nombre d'individus matures de la population totale de renards véloces est de 647, ce qui est largement supérieur au seuil de 250 individus (espèces en voie de disparition), mais en deçà du seuil de 1 000 individus (espèces menacées). D2 : Les populations de renards véloces du Canada se chevauchent et sont vulnérables à un seul événement menaçant, la maladie, qui pourrait toucher l'ensemble des individus de l'espèce. L'espèce est donc considérée « menacée » selon ce critère.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. Aucune projection démographique n'indique que la probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est > 10 % (100 ans) ou > 20 % (20 ans ou 5 générations).

REMERCIEMENTS

Merci à Lu Carbyn, rédacteur du rapport de situation précédent sur le renard véloce, qui a formulé des commentaires détaillés sur les ébauches antérieures. Merci à Axel Moehrenschlager pour son généreux appui, pour avoir rendu possible l'accès à des données inédites et pour ses éclaircissements. Merci aux autres membres de l'Équipe canadienne de rétablissement du renard véloce, notamment à Ursula Banasch, à Bill Bristol, à Pat Fargey, à Sue McAdam, à Joel Nicholson, à Shelley Pruss et à Clio Smeeton, qui nous ont gracieusement fait profiter de leur expertise et de leur expérience. D'autres précieux renseignements ont été communiqués par Dave Duncan, Gordon Court et Bill Watkins. Merci à Shelley Pruss, à Pat Fargey, à Joel Nicholson, à Sue Cotterill ainsi qu'à Gavin Berg qui ont fourni des rapports et des manuscrits inédits. Les figures sont une gracieuseté d'Axel Moehrenschlager et de James Murdoch (groupe de spécialistes des canidés de l'UICN). Merci à Jeff Keith du SCDC ainsi qu'à Drajs Vujnovic et à Lorna Allen de l'ANHIC qui ont fourni des données provinciales sur le renard véloce. Merci à Marco Festa-Bianchet (ancien coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC) ainsi qu'à Gloria Goulet (coordonnatrice, Connaissances traditionnelles autochtones, Secrétariat du COSEPAC) pour leur contribution à la mise à jour du présent rapport de situation. Merci à Justina Ray (coprésidente du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC), qui a résumé les commentaires des réviseurs et a aidé à la préparation du rapport. Merci à Eloise Pulos, qui a amélioré le rapport par sa révision technique. Enfin, merci à Gordon Court qui a gracieusement fourni sa photographie d'un renard véloce pour le présent rapport.

Le financement a été assuré par Environnement Canada.

SOURCES D'INFORMATION

Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP). 2008. Programme des pâturages communautaires, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario). Site Web : http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1183491574124&lang=fra (consulté en octobre 2008).

Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). 2008. Information sheet on the emergency use of strychnine to control Richardson's Ground Squirrels in Saskatchewan. Site Web : http://pr-rp.pmra-arla.gc.ca/PR_SOL/pr_web.ve1?p_ukid=12541 (consulté en avril 2009, en anglais seulement).

ARLA. 2006a. Projet d'acceptabilité d'homologation continue PACR2006-08 : Réévaluation du phosphure de zinc, Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ontario), 17 p.

ARLA. 2006b. Décision de réévaluation RRD2006-23 : Cyanure de sodium, Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ontario), 3 p.

ARLA. 2005. Projet d'acceptabilité d'homologation continue PACR2006-08 : Réévaluation de la strychnine Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Ottawa (Ontario), 17 p.

Aguirre, A.A. 2009. Wild canids as sentinels of ecological health: a conservation medicine perspective, *Parasites & Vectors* 2(Suppl 1):S7.

Alberta Fish and Wildlife. 2001. Recommended Land Use Guidelines for Protection of Selected Wildlife Species and Habitat Within Grassland and Parkland Natural Regions of Alberta, Alberta Fish and Wildlife, Edmonton (Alberta), 5 p.

Alberta Swift Fox Recovery Team (ASFRT). 2007. Alberta swift fox recovery plan 2006–2011, Alberta Species at Risk Recovery Plan No. 14, Sustainable Resource Development de l'Alberta, Fish and Wildlife Division, Edmonton (Alberta), 23 p.

ANHIC (Alberta Natural Heritage Information Centre). 2008. Mammal Tracking List. Alberta Natural Heritage Information Centre, Alberta Tourism, Parks, and Recreation, Edmonton (Alberta). Site Web : http://www.tpr.alberta.ca/parks/heritageinfocentre/animals/mammalstrack.aspx (consulté en octobre 2008, en anglais seulement).

Allardyce, D. et M.A. Sovada. 2003. A review of the ecology, distribution, and status of swift foxes in the United States, p. 3-18, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Andersen, D.E., T.R. Laurion, J.R. Cary, R.S. Sikes, M.A. McLeod et E.M. Gese. 2003. Aspects of swift fox ecology in southeastern Colorado, p. 139-147, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Archives nationales d'information et de données climatologiques. 2002. Normales et moyennes climatiques au Canada 1971-2000, Environnement Canada, Ottawa (Ontario). Site Web : http://climate.weatheroffice.gc.ca/climate_normals/index_f.html?& (consulté en octobre 2008)

Audubon, J.J., et J. Bachman. 1851. The Quadrupeds of North America, V.G. Audubon, New York (New York), 334 p.

Ausband, D.E., et K.R. Foresman. 2007. Swift fox reintroductions on the Blackfeet Indian Reservation, Montana, USA, *Biological Conservation* 136:423-430.

Ausband, D., et A. Moehrenschlager. 2009. Long-range juvenile dispersal and its implication for conservation of reintroduced swift fox Vulpes velox populations in the USA and Canada, *Oryx* 43:73-77.

Baker, P.J., et S. Harris. 2004. The behavioural ecology of red foxes in urban Bristol, p. 207-216, *in* D.W. Macdonald et C. Sillero-Zubiri (éd.), Biology and Conservation of Wild Canids, Oxford University Press, Oxford, ROYAUME-UNI.

Bardeleben, C. R.L. Moore et R.K. Wayne. 2005. A molecular phylogeny of the Canidae based on six nuclear loci, *Molecular Phylogenetics and Evolution* 37:815-831.

Binder, H. 2009. Opinion: Wind turbines on public land. Alberta Natural History, August 2009. Disponible à l'adresse : http://fanweb.ca/resources-services/staff_and_volunteers/news/august-2009/opinion-wind-turbines-on-public-land-by-henry-binder (en anglais seulement).

Bininda-Emonds, O.R.P., J.L. Gittleman et A. Purvis. 1999. Building large tree by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia), *Biological Review* 74:143-175.

Blus, L.J., G.R. Sherman et J.D. Henderson. 1967. A Noteworthy record of the swift fox in McPherson County, Nebraska, *Journal of Mammalogy* 48:471-472.

Bonsal, B., et M. Regier. 2007. Historical comparison of the 2001/2002 drought in the Canadian prairies, *Climate Research* 33:229-242.

Brechtel, S.H., L.N. Carbyn, D. Hjertaas et C. Mamo. 1993. Canadian Swift Fox Reintroduction Feasibility Study: 1989-1992, Fish and Wildlife Services de l'Alberta, Edmonton (Alberta), 95 p.

Cameron, M.W. 1984. The swift fox (*Vulpes velox*) on the Pawnee National Grassland: its food habits, population dynamics and ecology, thèse de maîtrise ès sciences, University of Northern Colorado, Greeley (Colorado), 117 p.

Carbyn, L.N. 1998. Rapport du COSEPAC sur la situation du renard véloce (*Vulpes velox*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario), 50 p.

Carbyn, L.N., H.J. Armbruster, et C. Mamo. 1994. The swift fox reintroduction program in Canada from 1983 to 1992, p. 247-270, *in* M.L. Bowles et C.J. Whelan (éd.), Restoration of Endangered Species: Conceptual Issues, Planning and Implementation, Cambridge University Press, New York (New York), 408 p.

Carlington, B.G. 1980. Reintroduction of the swift fox to the Canadian prairie, thèse de maîtrise en conception de l'environnement, University of Calgary, Calgary (Alberta), 180 p.

Chambers, G.D. 1978. Little fox on the prairie, *Audubon* 80:63-69.

Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le renard véloce (*Vulpes velox)* au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario), 50 p.

Cotterill, S.E. 1997a. Population Census of Swift Fox *(Vulpes velox)* in Canada: Winter 1996–1997, Environmental Protection de l'Alberta, Natural Resources Service, Wildlife Management Division, Edmonton (Alberta), 50 p.

Cotterill, S.E. 1997b. Status of the Swift Fox *(Vulpes velox)* in Alberta, Wildlife Status Report No. 7, Environmental Protection de l'Alberta, Wildlife Management Division, Edmonton (Alberta), 17 p.

Covell, D.F. 1992. Ecology of the swift fox *(Vulpes velox)* in southeastern Colorado, thèse de maîtrise ès sciences, University of Wisconsin, Madison (Wisconsin), 111 p.

Coupland, R.T. 1987. Endangered prairie habitats: the mixed prairie, p. 35-42, *in* G.H. Holroyd, W.B. McGillvray, P.H.R. Stepney, D.M. Ealey, G.C. Trottier et K.E. Eberhart (éd.), Proceedings of the Workshop on Endangered Species in the Prairie Provinces, Natural History Occasional Paper No. 9, Provincial Museum of Alberta, Edmonton (Alberta).

Creel, S.R., G. Spong et N. Creel. 2001. Interspecific competition and the population biology of extinction-prone carnivores, p. 35-60, *in* J.L. Gittleman, S.M. Funk, D.W. Macdonald et R.K. Wayne (éd.), Carnivore Conservation, Cambridge University Press, Cambridge, ROYAUME-UNI.

Cully, Jr., J.F., et E.S. Williams. 2001. Interspecific comparisons of sylvatic plague in prairie dogs, *Journal of Mammalogy* 82:394-905

Cutter, W.L. 1958a. Denning of the swift fox in northern Texas, *Journal of Mammalogy* 39:70-74.

Cutter, W.L. 1958b. Food habits of the swift fox in northern Texas, *Journal of Mammalogy* 39:527-532.

Cypher, B.L. 2003. Foxes (*Vulpes* species, *Urocyon* species, and *Alopex lagopus*), p. 511-546, *in* G.A. Feldhamer, B.C. Thompson et J.A. Chapman (éd.), Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation, 2^{e} édition, John Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).

Cypher, B.L., P.A. Kelly et D.F. Williams. 2003. Factors influencing populations of endangered San Joaquin kit foxes, p. 125-137, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Doherty, K.E., D.E. Naugle, B.L. Walker et J.M. Graham. 2008. Greater sage-grouse winter habitat selection and energy development, *Journal of Wildlife Management* 72:187-195.

Dowd Stukel, E. 2008. Swift Fox Conservation Team meeting – Hotel Alex Johnson, Rapid City, South Dakota, 17–19 April, 2007, p. 54-70, *in* B. Krueger et M. Ewald (éd.), Swift Fox Conservation Team: Report for 2007, Wyoming Game and Fish Department, Laramie (Wyoming).

Dragoo, J.W., J.R. Choate, T.L. Yates et T.P. O'Farrell. 1990. Evolutionary and taxonomic relationships among North American arid-land foxes, *Journal of Mammalogy* 71:318-332.

Egoscue, H.J. 1979. Mammalian Species: *Vulpes velox*, Lawrence (Kansas), *American Society of Mammalogists* 122:1-5.

Erickson, P., P. Fargey, S. Forrest, M. Green, B. Martin, S. Michalsky, J. Nicholson et L. Rodger. 2004. Initiative overview and digital atlas, *in* K. Smith et P. Fargey (éd.), Shared Prairie – Shared Vision: The Northern Mixed Grass Transboundary Conservation Initiative, Conservation Site Planning Workshop Proceedings and Digital Atlas, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan).

Fecske, D., 2008. North Dakota swift fox report, 2006–2007, p. 13, *in* B. Krueger et M. Ewald (éd.), Swift fox conservation team: report for 2007, Wyoming Game and Fish Department, Laramie (Wyoming).

Fehlner-Gardiner, C., F. Muldoon, S. Nadin-Davis, A. Wandeler, J. Kush et L.T. Jordan. 2008. Laboratory diagnosis of rabies in Canada for calendar year 2006, *The Canadian Veterinary Journal* 49:359-361.

Flaherty, M., et R. Plaake. 1986. Response of swift fox (*Vulpes velox*) to water stress, *The Journal of Colorado-Wyoming Academy of Sciences* 18:51.

Floyd, B.L., et M.R. Stromberg. 1981. New records of the swift fox *(Vulpes velox)* in Wyoming, *Journal of Mammalogy* 62:650-651.

Forrest, S.C., H. Strand, W.H. Haskins, C. Freese, J. Proctor et E. Dinerstein. 2003. Ocean of grass: a conservation assessment for the northern Great Plains, Northern Plains Conservation Network and Northern Great Plains Ecoregion, World Wildlife Fund (US), Bozeman (Montana), ?? p.

Gasper, P.W., et R.P. Watson. 2001. Plague and Yersiniosis, p. 313-329, *in* E.S. Williams et I.K. Barker (éd.), Infectious Diseases of Wild Mammals, 3e Édition, Iowa State University Press, Ames (Iowa).

Gauthier, D.A., et E.B. Wiken. 2003. Monitoring the conservation of grassland habitats, Prairie Ecozone, Canada, *Environment Monitoring and Assessment* 88:343-364.

Geffen, E., A. Mercure, D.J. Girman, D.W. Macdonald et R.K. Wayne. 1992. Phylogenetic relationships of the fox-like canids: mitochondrial DNA restriction fragment, site and cytochrome beta sequence analyses, *Journal of Zoology* 228:27-39.

Gese, E.M., S.M. Karki, M.L. Klavetter, E.R. Schauster et A.M. Kitchen. 2004. Serologic survey of canine infectious diseases among sympatric swift foxes (*Vulpes velox*) and coyotes (*Canis latrans*) in southeastern Colorado, *Journal of Wildlife Diseases* 40:741-748.

Giddings, B. 2006. Swift fox monitoring activities in Montana, p. 7-9, *in* J.N. Stuart et S. Wilson (éd.), Swift Fox Conservation Team: Annual Report for 2004, New Mexico Department of Game and Fish, Santa Fe, New Mexico and Nebraska Game and Parks Commission, Lincoln (Nebraska).

Grassel, S.M. 2007. Lower Brule Sioux Tribe swift fox reintroduction summary, p. 82-83, *in* E. Dowd Stukel et D.M. Fecske (éd.), Swift Fox Conservation Team: Report for 2005–2006, South Dakota Department of Game, Fish, and Parks, Pierre, South Dakota and North Dakota Game and Fish Department, Bismarck (Dakota du Nord).

Hall, E.R. 1981. The Mammals of North America, Volume II. 2e édition, John Wiley and Sons (New York), p. 601-1181.

Hammermeister, A., D. Gauthier et K. McGovern. 2001. Saskatchewan's native prairie: statistics of a vanishing ecosystem and dwindling resource, Native Plant Society of Saskatchewan Inc., Saskatoon (Saskatchewan), 17 p.

Harrison, R.L. 2003. Swift fox demography, movements, denning, and diet in New Mexico, *The Southwestern Naturalist* 48:261-273.

Harrison, R.L., et J. Whitaker Hoagland. 2003. A literature review of swift fox habitat and den-site selection, p. 79-92, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Herrero, S. 2003. Canada's experimental reintroduction of swift foxes into an altered ecosystem, p. 33-40, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Herrero, S., C. Mamo, L.N. Carbyn et J.M. Scott-Brown. 1991. Swift fox reintroduction into Canada, p. 246-252, *in* G.L. Holroyd, G. Burns et H.C. Smith (éd.), Proceedings of the Second Endangered Species and Prairie Conservation Workshop, Occasional Paper No. 15, Provincial Museum of Alberta, Natural History Section, Edmonton (Alberta).

Herrero, S., C. Schroeder et S. Scott-Brown. 1986. Are Canadian foxes swift enough? *Biological Conservation* 36:159-167.

Hildebrand, J. 2008. New US–Fort McMurray highway proposal bad news for native prairie, *Wilderness Watch* 16:20-21.

Hillman, C.N., et J.C. Sharps. 1978. Return of the swift fox to the northern Great Plains, Proceedings of the South Dakota Academy of Sciences 57:154-162.

Hines, T.D. 1980. An ecological study of *Vulpes velox* in Nebraska, thèse de maîtrise ès sciences, University of Nebraska, Lincoln (Nebraska), 103 p.

Hines, T.D., et R.M. Case. 1991. Diet, home range, movements, and activity periods of swift fox in Nebraska, *Prairie Naturalist* 23:131-138.

Hjertaas, D. 1994. Reintroduction of the Swift Fox on the Wood Mountain Plateau, préparé pour Saskatchewan Environment and Resource Management, Regina (Saskatchewan), 14 p.

Hoffman, R.S., P.L. Wright et F.E. Newby. 1969. The distribution of some mammals in Montana I. Other than bats, *Journal of Mammalogy* 50:579-604.

Humphreys, F.A. et A.G. Campbell. 1947. Plague, Rocky Mountain spotted fever, and tularaemia surveys in Canada, *Canadian Journal of Public Health* 38:124-130.

Jackson, V. 1997. Denning ecology of swift foxes *(Vulpes velox)* in western Kansas, rapport final, Kansas Department of Wildlife and Parks, 23 p.

Kahn, R., L. Fox, H. Horner, B. Giddings et C. Roy. 1997. Conservation assessment and conservation strategy for swift fox in the United States, rapport préparé par le Swift Fox Conservation Team, 54 p.

Kamler, J.F., et W.B. Ballard. 2002. A review of native and non-native red foxes in North America, Wildlife Society Bulletin 30:370-379.

Kamler, J.F., W.B. Ballard, M.C. Wallace et P.S. Gipson. 2007a. Diets of swift foxes (*Vulpes velox*) in continuous and fragmented prairie in northwestern Texas, *The Southwestern Naturalist* 52:504-510.

Kamler. J.F., W.B. Ballard, M.C. Wallace, R.L. Gilliland et P.S. Gipson. 2007b. Dietary overlap of swift foxes and coyotes in northwestern Texas, *American Midland Naturalist* 158:139-146.

Kamler, J.F., W.B. Ballard, P.R. Lemons et K. Mote. 2004. Variation in mating system and group structure in two populations of swift foxes, *Vulpes velox*, *Animal Behaviour* 68:83-88.

Kamler, J.F., W.B. Ballard, E.B. Fish, P.R. Lemons, K. Mote et C.C. Perchellet. 2003a. Habitat use, home ranges, and survival of swift foxes in a fragmented landscape: conservation implications, *Journal of Mammalogy* 84:989-995.

Kamler, J.F., W.B. Ballard, R.L. Gilliland, P.R. Lemons et K. Mote. 2003b. Impacts of coyotes on swift foxes in northwestern Texas, *Journal of Wildlife Management* 67:317-323.

Karki, S.M., E.M. Gese et M.L. Klavetter. 2007. Effects of coyote population reduction on swift fox demographics in southeastern Colorado, *Journal of Wildlife Management* 71:2707-2718.

Kilgore, D.L., Jr. 1969. An ecological study of the swift fox (*Vulpes velox*) in the Oklahoma panhandle, *American Midland Naturalist* 81:512-534.

Kitchen, A.M., E.M. Gese, L.P. Waits, S.M. Karki et E.R. Schauster (2006). Multiple breeding strategies in the swift fox, *Vulpes velox*, *Animal Behaviour* 71:1029-1038.

Kitchen, A.M., E.M. Gese et E.R. Schauster. 1999. Resource partitioning between coyotes and swift foxes: space, time, and diet, *Canadian Journal of Zoology* 77:1645-1656.

Knowlton, F.F. 1972. Preliminary interpretations of coyote population mechanics with some management implications, *Journal of Wildlife Management* 36:369-382.

Kunkel, K., L. Bighorn et R. Magnan. 2008. Restoration of swift fox on the Fort Peck Indian Reservation and in northeastern Montana – final phase one summary report, p. 39-40, *in* B. Krueger et M. Ewald (éd.), Swift fox Conservation Team: Report for 2007, Wyoming Game and Fish Department, Laramie (Wyoming).

Laubin, R. 1977. Indian Dances of North America: Their Importance to Indian Life, University of Oklahoma Press, Norman (Oklahoma), 576 p.

Laurenson, M.K., C. Sillero-Zubiri, H. Thompson, F. Shiferaw, S. Thirgood et J.R. Malcolm. 1998. Disease threats to endangered species: Ethiopian wolves, domestic dogs and canine pathogens, *Animal Conservation* 1:273-280.

Lawton, J.H. 1993. Range, population abundance and conservation, *Trends in Ecology and Evolution* 8:409-413.

Leighton, F.A., H.A. Artsob, M.C. Chu et J.G. Olson. 2001. A serological survey of rural dogs and cats on the southwestern Canadian prairie for zoonotic pathogens, *Canadian Journal of Public Health* 92:67-71.

Licht, D., et G. Schroeder. 2008. Status of swift fox in the National Park Service units in 2007, p. 41-45, *in* B. Krueger et M. Ewald (éd.), Swift Fox Conservation Team: Report for 2007, Wyoming Game and Fish Department, Laramie (Wyoming).

Lindberg, M.S. 1986. Swift fox distribution in Wyoming: a biogeographical study, thèse de maîtrise, University of Wyoming, Laramie (Wyoming), 64 p.

Linhart, S.B., et W.B. Robinson. 1972. Some relative carnivore densities in areas under sustained coyote control, *Journal of Mammalogy* 53:880-884.

Maldonado, J.E., R. Cotera, E. Geffen et R.K. Wayne. 1997. Relationships of the endangered Mexican kit fox (*Vulpes macrotis zinseri*) to North American arid-land foxes based on mitochondrial DNA sequence data, *Southwestern Naturalist* 42:460-470.

Mamo, C. 1994. Swift fox Population Survey 1994, préparé pour l'Alberta Fish and Wildlife et la Swift fox Conservation Society, Edmonton (Alberta), 30 p.

Matlack, R.S., P.S. Gipson et D.W. Kaufman. 2000. The swift fox in rangeland and cropland in western Kansas: relative abundance, mortality, and body size, *The Southwestern Naturalist* 45:221-225.

McGee, B.K., K.L. Nicholson, W.B. Ballard et M.J. Butler. 2006a. Characteristics of swift fox dens in northwest Texas, *Western North American Naturalist* 66:239-245.

McGee, B.K., J.J. Butler, D.B. Pence, J.L. Alexander, J.B. Nissen, W.B. Ballard et K.L. Nicholson. 2006b. Possible vector dissemination by swift foxes following a plague epizootic in black-tailed prairie dogs in northwestern Texas, *Journal of Wildlife Diseases* 42:415-420.

Mercure, A., K. Ralls, K.P. Koepfli et R.K. Wayne. 1993. Genetic subdivisions among small canids: mitochondrial DNA differentiation of swift, kit, and arctic foxes, *Evolution* 47:1313-1328.

Merriam, C.H. 1902. Three new foxes of the kit and desert fox, Proceedings of the Biological Society, Washington 15:73-74.

Miller, D.S., D.F. Covell, R.G. McLean, W.J. Adrian, M. Niezgoda, J.M. Gustafson, O.J. Rongstad, R.D. Schultz, L.J. Kirk et T.J. Quan. 2000. Serologic survey for selected infectious disease agents in swift and kit foxes from the western United States, *Journal of Wildlife Diseases* 36:798-805.

Moehrenschlager, A. 2000. Effects of ecological and human factors on the behaviour and population dynamics of reintroduced Canadian swift foxes (*Vulpes velox*), thèse de doctorat, Wildlife Conservation Research Unit, University of Oxford, Oxford, ROYAUME-UNI, 301 p.

Moehrenschlager, A., comm. pers. 2009. Communications par téléphone et par courriel de mai à novembre 2009, chef du Centre for Conservation Research Calgary Zoological Society, Calgary Zoo.

Moehrenschlager, A., et D.W. Macdonald. 2003. Movement and survival parameters of translocated and resident swift foxes, *Animal Conservation* 6:199-206.

Moehrenschlager, A., et C. Moehrenschlager. 2006. Population Census of Reintroduced Swift Foxes, *Vulpes velox*, in Canada and Northern Montana 2005/2006, Centre for Conservation Research Report No. 1, Calgary Zoo, Calgary (Alberta).

Moehrenschlager, A., et C. Moehrenschlager. 2001. Census of Swift Fox (*Vulpes velox*) in Canada and Northern Montana: 2000–2001, Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Report No. 24, Edmonton (Alberta).

Moehrenschlager, A., et C. Moehrenschlager. 1999. Canadian Swift Fox (*Vulpes velox*) Population Assessment: Winter 1999, rapport préparé pour l'Alberta Environmental Protection, Edmonton (Alberta), 37 p.

Moehrenschlager, A., et M.A. Sovada. 2004. Swift Fox – *Vulpes velox*, p. 109-116, *in* C. Sillero-Zubiri, M. Hoffman et D.W. Macdonald (éd.), Canids: Foxes, Wolves, Jackals, and Dogs, Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland, Switzerland et Cambridge, ROYAUME-UNI, 430 p.

Moehrenschlager, A., S.M. Alexander et T. Brichieri-Colombi. 2007a. Habitat suitability and population viability analysis for reintroduced swift foxes in Canada and Northern Montana, rapport inédit, Centre for Conservation Research, Calgary Zoo, Calgary (Alberta), 30 p.

Moehrenschlager, A., R. List et D.W. Macdonald. 2007b. Escaping intraguild predation: Mexican kit foxes survive while coyotes and golden eagles kill Canadian swift foxes, *Journal of Mammalogy* 88:1029-1039.

Moehrenschlager, A., B.L. Cypher, K. Ralls, R. List et M.A. Sovada. 2004. Swift and kit foxes: comparative ecology and conservation priorities of swift and kit foxes, p. 185-198, *in* D.W. Macdonald et C. Sillero-Zubiri (éd.), Biology and Conservation of Wild Canids. Oxford University Press, Oxford, ROYAUME-UNI.

Morgan Ernest, S.K. 2003. Life history characteristics of placental non-volant mammals, *Ecology* 84:3402.

NatureServe. 2008. NatureServe Explorer: An Online Encyclopedia of Life, Version 7.0, NatureServe, Arlington (Virginie). Site Web : http://www.natureserve.org/explorer (consulté en octobre 2008, en anglais seulement).

Nicholson, J., comm. pers. 2009. Communications par téléphone et par courriel en août et septembre 2009, biologiste principal des espèces en péril, Alberta Fish and Game Department, Medicine Hat (Alberta).

Nicholson, K.L., W.B. Ballard, B.K. McGee et H.A. Whitlaw. 2007. Dispersal and extraterritorial movements of swift foxes (*Vulpes velox*) in northwestern Texas, *Western North American Naturalist* 67:102-108.

Nowak, R.M. 1999. Walker's Mammals of the World, sixième édition, 2 volumes, John Hopkins University Press, Baltimore (Maryland), 2015 p.

Odell, E. 2008. Status of swift fox activities in Colorado, 2007, p. 1-2, *in* B. Krueger et M. Ewald (éd.), Swift Fox Conservation Team: Report for 2007, Wyoming Game and Fish Department, Laramie (Wyoming).

Olsen, P.F. 1981. Sylvatic plague, p. 232-243, *in* J.W. Davis, L.H. Karstad et D.O. Trainer (éd.), Infectious Diseases of Wild Animals, 2e édition, Iowa State Press, Ames (Iowa).

Olson, T.L. 2000. Population characteristics, habitat selection patterns, and diet of swift foxes in southeast Wyoming, thèse de maîtrise ès sciences, University of Wyoming, Laramie (Wyoming), 139 p.

Olson, T.L., et F.G. Lindzey. 2002. Swift fox survival and production in southeastern Wyoming, *Journal of Mammalogy* 83:199-206.

Olson, T.L., J.S. Dieni et F.G. Lindzey. 1997. Swift fox survey evaluation, productivity, and survivorship in southeast Wyoming, Wyoming Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Laramie (Wyoming), 30 p.

Pechacek, P., F.G. Lindzey et S.H. Andersen. 2000. Home range size and spatial organization of swift fox *Vulpes velox* (Say, 1823) in southeastern Wyoming, *Zeitschrift fur Saugetierkunde* 65:209-215.

Prairie Conservation Action Plan (PCAP) Partnership. 2003. Saskatchewan Prairie Conservation Action Plan 2003–2008, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan), 46 p.

Pruss, S.D. 2002. Ecology of coyotes (*Canis latrans*) in Elk Island National Park, Alberta, Canada, thèse de doctorat, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Pruss, S.D. 1999. Selection of natal dens by swift fox (*Vulpes velox*) on the Canadian prairies, *Canadian Journal of Zoology* 77:646-652.

Pruss, S.D. 1994. An observational natal den study of wild swift fox *(Vulpes velox)* on the Canadian Prairie, thèse de maîtrise ès sciences, University of Calgary, Calgary (Alberta), 214 p.

Pruss, S.D., P. Fargey et A. Moehrenschlager. 2008. Programme de rétablissement du renard véloce (*Vulpes velox*) au Canada, préparé en consultation avec l'équipe canadienne de rétablissement du renard véloce, série de Programmes de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, Agence Parcs Canada, Ottawa (Ontario), vi + 28 p.

Pybus, M.J., et E.S. Williams. 2003. A review of parasites and diseases of wild swift fox, p. 231-236, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of the Swift Fox in a Changing World. Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Rand, A.L. 1948. Mammals of the eastern Rockies and western plains of Canada, Bulletin No. 108, Biological Series No. 35, Musée national du Canada, Ottawa (Ontario), 237 p.

Registre public de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). 2008. Profil d'espèce : le renard véloce, Environnement Canada, Ottawa (Ontario). Site Web : http://www.sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=140 (consulté en octobre 2008).

Reid, R. 2006. Peterson Field Guide to Mammals of North America, Fourth Edition, Houghton Mifflin Company, New York (New York), 608 p.

Reynolds, J.L., L.N. Carbyn, M. Nietfeld, H. Armbruster, S. Herrero et C. Mamo. 1991. Food habits of swift foxes (*Vulpes velox*) in release programs in Alberta and Saskatchewan, rapport inédit, 26 p.

Riley, S.J., G.M. Nesslage et B.A. Maurer. 2004. Dynamics of early wolf and cougar eradication efforts in Montana: implications for conservation, *Biological Conservation* 119:575-579.

Robinson, W.B. 1961. Population changes of carnivores in some coyote-control areas, *Journal of Mammalogy* 42:510-515.

Rohwer, S.A., et D.L. Kilgore, Jr. 1973. Interbreeding in the arid-land foxes, *Vulpes velox* and *V. macrotis*, *Systematic Zoology* 22:157-165.

R.C. Rosatte 1988. Rabies in Canada: history, epidemiology and control, *Canadian Veterinary Journal* 29:362-365.

Roy, L.D., et M.J. Dorrance. 1985. Coyote movements, habitat use, and vulnerability in central Alberta, *Journal of Wildlife Management* 49:307-313.

Salkeld, D.J., R.J. Eisen, P. Stapp, A.P. Wilder, J. Lowell, D.W. Tripp, D. Albertson et M.F. Antolin. 2007. The potential role of swift foxes (*Vulpes velox*) and their fleas in plague outbreaks in prairie dogs, *Journal of Wildlife Diseases* 43:425-431.

Samson, F.B., F. Knopf et W.R. Ostlie. 2004. Great Plains ecosystems: past, present and future, Wildlife Society Bulletin 32:6-15.

Sargeant, A.B., R.J. Greenwood, M.A. Sovada et T.L. Shaffer. 1993. Distribution and Abundance of Predators that Affect Duck Production – Prairie Pothole Region, Resource Publication No. 194, United States Fish and Wildlife Service, Washington D.C., 96 p.

Saskatchewan Conservation Data Centre (SCDC). 2003. Saskatchewan Activity Restriction Guidelines for Sensitive Species in Natural Habitats, Saskatchewan Conservation Data Centre, Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment, Regina (Saskatchewan), 5 p.

Saskatchewan Department of Tourism and Renewable Resources. 1978. COSEWIC Status Report on the Swift Fox *Vulpes velox* in Canada, Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa (Ontario), 7 p.

Saskatchewan Environment. 2006. Saskatchewan Representative Areas Network, Progress Report 2005, gouvernement de la Saskatchewan, Saskatchewan Environment, Regina (Saskatchewan), 7 p.

Sauchyn, D.J., E.M. Barrow, R.F. Hopkinson et P.R. Leavitt. 2002. Aridity on the Canadian plains, *Géographie Physique et Quarternaire* 56:247-259.

Say, T. 1823. Account of an expedition from Pittsburgh to the Rocky Mountains : performed in the years 1819 and 1820, by order of the Hon, J.C. Calhoun, sec'y of war, under the command of Major Stephen H. Long : from the notes of Major Long, Mr. T. Say, and other gentlemen of the exploring party compiled by Edwin James, botanist and geologist for the expedition; in two vols.

SCDC (Saskatchewan Conservation Data Centre). 2008. Taxa List for Vertebrates, Saskatchewan Conservation Data Centre, Fish and Wildlife Branch, Saskatchewan Environment, Regina (Saskatchewan), 38 p.

Schauster, E.R. 2001. Swift fox (*Vulpes velox*) on the Piñon Canyon Maneuver Site, Colorado: population ecology and evaluation of survey methods, thèse de maîtrise ès sciences, Utah State University, Logan (Utah).

Schauster, E.R., E.M. Gese et A.M. Kitchen. 2002. Population ecology of swift foxes (*Vulpes velox*) in southeastern Colorado, *Canadian Journal of Zoology* 80:307-319.

Schroeder, C.A. 1985. A preliminary management plan for securing swift fox reintroductions into Canada, thèse de maîtrise ès sciences, Faculty of Environmental Design, University of Calgary, Calgary (Alberta), 211 p.

Scott-Brown, J.M., S. Herrero et J. Reynolds. 1987. Swift fox, p. 433-441, *in* M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch (éd.), Wild Furbearer Management and Conservation in North America, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Seton, E.T. 1909. Life Histories of the Northern Mammals: Account of the Mammals of Manitoba, Volume II – Flesh Eaters, Charles Scribner's Sons, New York (New York), 1267 p.

Sissons, R.A., K.L. Scalise et T.I. Wellicome. 2001. Nocturnal foraging and habitat use by male burrowing owls in a heavily-cultivated region of southern Saskatchewan, *Journal of Raptor Research* 35:304-309.

Smeeton, C. 2006. Re-introduction of swift fox to the Blackfeet Confederacy Tribal Lands of western North America: three programs, three realities, *Re-introduction News* 25:33-35.

Smeeton, C., et K. Weagle. 2000. The reintroduction of the swift fox *Vulpes velox* to South Central Saskatchewan, *Oryx* 34:171-179.

Smeeton, C., K. Weagle et S.S. Waters. 2003. Captive breeding of the swift fox at the Cochrane Ecological Institute, Alberta, p. 199-206, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Soper, J.D. 1964. The Mammals of Alberta, Hamly Press Ltd., Edmonton (Alberta), 402 p.

Sovada, M.A., C.C. Roy, J.B. Bright et J.R. Gillis. 1998. Causes and rates of mortality of swift foxes in western Kansas, *Journal of Wildlife Management* 62:1300-1306.

Sovada, M.A., C.C. Roy et D.J. Telesco. 2001. Seasonal food habits of swift fox (*Vulpes velox*) in cropland and rangeland landscapes in western Kansas, *American Midland Naturalist* 145:101-111.

Sovada, M.A., C.C. Slivinski et R.O. Woodward. 2003. Home range, habitat use, pup dispersal and litter sizes of swift foxes in western Kansas, p. 149-159, *in* M.A Sovada et L.N. Carbyn (éd.), Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Stephens, R.M., et S.H. Anderson. 2005. Swift Fox (*Vulpes velox*): A Technical Conservation Assessment, préparé pour le USDA Forest Service, Rocky Mountain Region, Species Conservation Project, Wyoming Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, University of Wyoming, Laramie (Wyoming).

Stromberg, M.R., et M.S. Boyce. 1986. Systematics and Conservation of the Swift fox, Vulpes velox, in North America, *Biological Conservation* 35:97-110.

Tannerfeldt, M., A. Moehrenschlager et A. Angerbjörn. 2003. Den ecology of swift, kit, and Arctic foxes: a review, p. 167-181, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Prairie Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Thomas, R.E., M.L. Beard, T.J. Quan, L.G. Carter, A.M. Barnes et C.E. Hopla. 1989. Experimentally induced plague infection in the northern grasshopper mouse (*Onychomys leucogaster*) acquired by consumption of infected prey, *Journal of Wildlife Diseases* 25:477-480.

Thornton, W.A., et G.C. Creel. 1975. The taxonomic status of kit foxes, *Texas Journal of Science* 26:127-136.

Thwaites, R.G. 1905. Early Western Travels, 1748–1846, Microcard Editions, Washington D.C. (Publié en 30 volumes de 1904 à 1907 par la A.H. Clark Company, Cleveland [Ohio]).

Timm, S. F., J.M. Stokely, T.B. Gehr, R.L. Peebles et D.K. Garcelon. 2000. Investigation into the decline of island foxes on Santa Catalina Island, rapport préparé pour le Ecological Restoration Department, Santa Catalina Island Conservancy, Institute for Wildlife Studies, Avalon (Californie), ÉTATS-UNIS.

Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). 2008. 2008 IUCN Red List of Threatened Species. Site Web : http//www.iucnredlist.org (consulté en octobre 2008, en anglais seulement).

UICN. 2008. Standards and Petitions Working Group de l'UICN. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria, version 7.0, préparé par le Standards and Petitions Working Group du Biodiversity Assessments Sub-Committee de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN en août 2008. Téléchargement (en anglais seulement) à l'adresse : http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/RedListGuidelines.pdf.

Underwood, L.S., et J.A. Mosher. 1982. Arctic fox, p. 491-503, *in* J.A. Chapman et G.A. Feldhamer (éd.), Wild Mammals of North America, John Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).

United States Fish and Wildlife Service (USFWS). 2001. Annual notice of findings on recycled petitions, *Federal Register* 66:1295-1300.

Uresk, D.W., et J.C. Sharps. 1986. Denning habitat and diet of the swift fox in western South Dakota, *The Great Basin Naturalist* 46:249-253.

Wayne, R.K., et S.J. O'Brien. 1987. Allozyme divergence within the Canidae, *Systematic Zoology* 36:339-355.

Whitaker Hoagland, J. 1997. A review of literature related to swift fox habitat use, p. 113-125, *in* B. Gidding (éd.), Swift Fox Conservation Team: 1997 Annual Report, Colorado Division of Wildlife, Denver (Colorado).

Wissler, C., et D.C. Duvall. 1995. Mythology of the Blackfoot Indians, A.B. Kehoe (éd), University of Nebraska Press, Lincoln (Nebraska), 172 p.

Woodroffe, R., et J.R. Ginsberg. 1999. Conserving the African wild dog *Lycaon pictus* I. Diagnosing and treating causes of decline, *Oryx* 33:132-142.

Wooley, T.P., F.G. Lindzey et R. Rothwell. 1995. Swift fox surveys in Wyoming – Annual Report, p. 61-76, *in* S.H. Allen, J. Whitaker Hoagland et E. Dowd Stukel (éd.), rapport au Swift Fox Conservation Team 1995, North Dakota Game and Fish Department, Bismarck (Dakota du Nord).

Zimmerman, A.L. 1998. Reestablishment of swift fox (*Vulpes velox*) in northcentral Montana, thèse de maîtrise ès sciences, Montana State University, Bozeman (Montana), 44 p.

Zimmerman, A.L., L. Irby et B. Giddings. 2003. The status and ecology of swift foxes in north central Montana, p. 49-59, *in* M.A. Sovada et L.N. Carbyn (éd.), The Swift Fox: Ecology and Conservation of Swift Foxes in a Changing World, Canadian Plains Research Centre, University of Regina, Regina (Saskatchewan).

Zrzavý, J., et V. Řičánková . 2004. Phylogeny of recent Canidae (Mammalia, Carnivora): relative reliability and utility of morphological and molecular datasets, *Zoologica Scripta* 33:311-333.

Zumbaugh, D.M., J.R. Choate et L.B. Fox. 1985. Winter food habits of the swift fox on the central high plains, *Prairie Naturalist* 17:41-47.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Jay Gedir a obtenu un B.Sc. en zoologie de l'Université de Guelph. Dans le cadre de sa maîtrise, à l'Université de Reading (Royaume-Uni), il a étudié les effets des éléphants sur la végétation dans le parc national de Yankari, au Nigéria. Pour obtenir son doctorat de l'Université de l'Alberta, il s'est penché sur l'alimentation et la recherche de nourriture des wapitis reproducteurs. Ses travaux postdoctoraux au Wildlife Conservation Research Unit de l'Université d'Oxford (Royaume-Uni) ont porté sur les relations prédateur-proie entre les guépards et les antilopes en Namibie. M. Gedir étudie également les caractéristiques écologiques des espèces réintroduites élevées en captivité (Centre for Conservation Research du zoo de Calgary) et élabore des modèles bayésiens, notamment pour la population de créadions rounoirs de l'île du Nord réintroduite en Nouvelle-Zélande (Université Massey, Nouvelle-Zélande) et pour les rhinocéros noirs transportés en Afrique australe (Université Victoria de Wellington, Nouvelle-Zélande). Il a également coordonné des recherches sur le cerf aux États-Unis pour la Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. M. Gedir est aussi membre du groupe de spécialistes de la réintroduction et du groupe de spécialistes des cerfs de l'UICN.